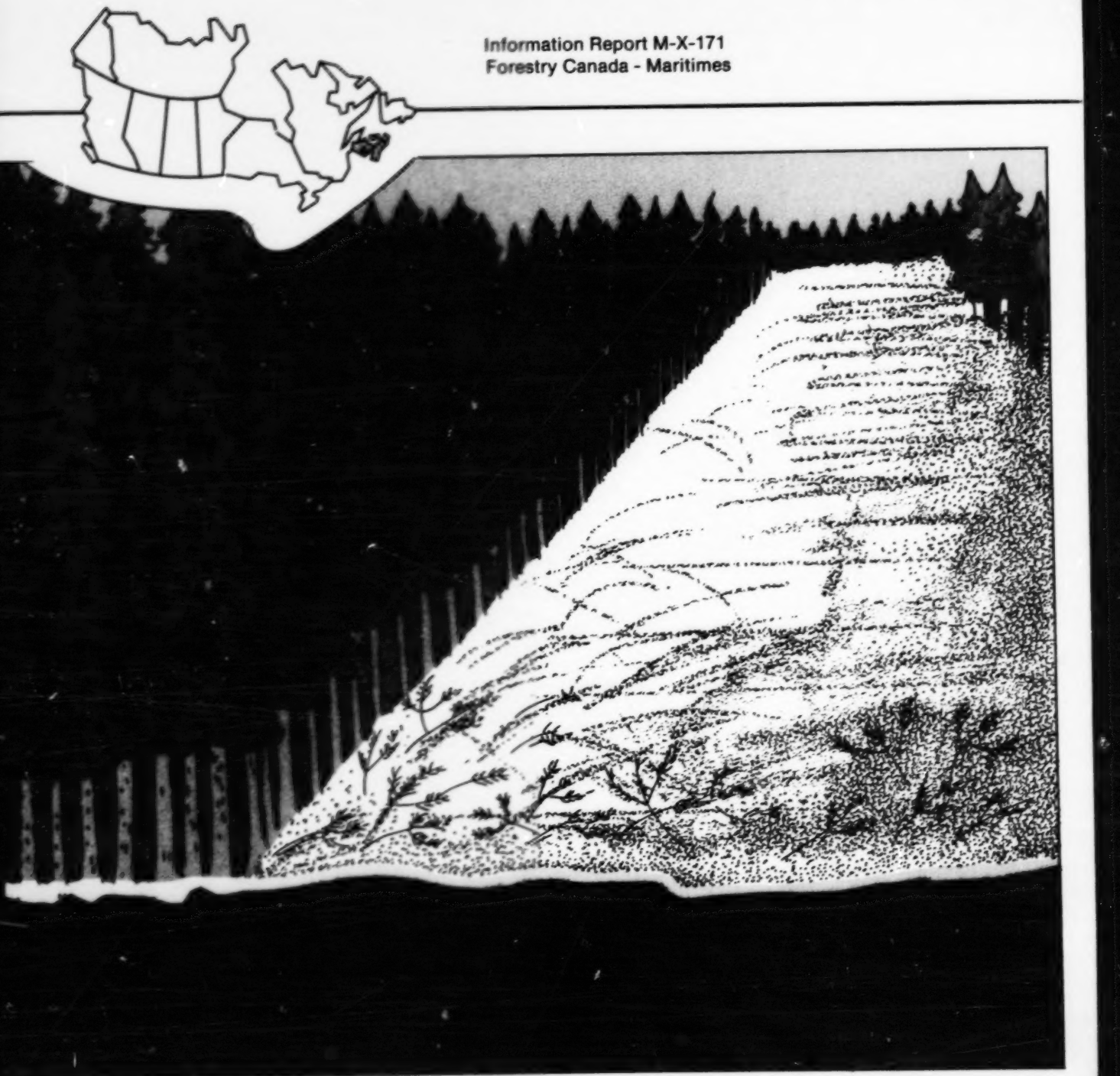
Forestry Canada Forêts Canada

Possible effects of intensive harvesting on continuous productivity of forest lands

S.M. Maliondo

Information Report M-X-171
Forestry Canada - Maritimes



Énergie de la Forêt ENFOR

Canada

Forestry Canada

Forestry Canada is the main focus for forestry matters in the federal government. It provides national leadership through the development, coordination, and implementation of federal policies and programs to enhance long-term economic, social, and environmental benefits to Canadians from the forest sector.

The Department is a decentralized organization with six regional forestry centres, two national research institutes, and seven regional sub-offices located across Canada. Headquarters is located in the national capital region, in Hull, Quebec.

In support of its mandate, Forestry Canada carries out the following activities:

- Administers forest development agreements negotiated with the provinces
- Undertakes and supports research, development, and technology transfer in forest management and utilization.
- Compiles, analyzes, and disseminates information about national and international forest resources and related matters.
- Monitors disease and insect pests in Canada's forests.
- Provides information, analyses, and policy advice on economics, industry, markets, and trade related to the forest sector.
- Promotes employment, education, and training opportunities in the forest sector.
- Promotes public awareness of all aspects of the forest sector.

The Department interacts regularly with provincial and territorial governments, industry, labor, universities, conservationists, and the public, through such bodies as the Canadian Council of Forest Ministers, the Forest Sector Advisory Council, the Forestry Research Advisory Council of Canada, the Canadian Forest Inventory Committee, the Canadian Committee on Forest Fire Management, the Canadian Interagency Forest Fire Centre, and regional consultative committees. The Department is also active in international forestry agencies such as the International Union of Forest Research Organizations and the Food and Agriculture Organization, as well as in technical and trade missions.

Forêts Canada

Forêts Canada est l'organisme principal en matière de foresterie à l'intérieur du gouvernement fédéral. Chef de file sur le plan national, il assure la préparation, la coordination et la mise en oeuvre des politiques et programmes fédéraux dans le but d'améliorer les avantages économiques, sociaux et environnementaux à long terme offerts aux Canadiens par le secteur forestier.

Le ministère est une organisation décentralisée: six centres de foresterie régionaux, deux instituts de recherche nationaux ainsi qui sept sous-bureaux régionaux sont répartis dans tout le Canada. Le siège social est établi dans la région de la Capitale nationale, à Hull (Québec).

Pour remplir son mandat, Forêts Canada assume les tâches suivantes:

- il administre les accords de développement forestier conclus avec les provinces
- il entreprend et appuie la recherche, la mise au point et le transfert technologique dans le domaine de la gestion et de l'utilisation des forêts
- il rassemble, analyse et diffuse de l'information sur les ressources forestières nationales et internationales et les domaines connexes
- il fait des relevés des maladies et des insectes ravageurs des forêts canadiennes
- il fournit de l'information, des analyses et des conseils (quant aux politiques) concernant l'économie, l'industrie, les marchés et le commerce reliés au secteur forestier
- il favorise les occasions d'emploi et de formation universitaire et technique dans le secteur forestier
- il encourage les Canadiens à prendre conscience de tous les aspects du secteur forestier.

Le ministère entretient des rapports sur une base régulière avec les gouvernements provinciaux et territoriaux, l'industrie, le monde du travail, les universités, les environnementalistes et le public par l'entremise d'organismes comme le Conseil canadien des ministres des Forêts, le Conseil consultatif du secteur forestier, le Conseil consultatif de la recherche forestière du Canada, le Comité de l'inventaire des forêts du Canada, le Comité canadien de la gestion des incendies de forêt, le Centre interservices des feux de forêt du Canada et des comités consultatifs régionaux. Le ministère joue également un rôle actif dans des organismes internationaux de foresterie comme l'Union internationale des organisations de recherche forestière et l'Organisation pour l'alimentation et l'agriculture, de même qu'au sein de délégations de nature technique ou commerciale.

POSSIBLE EFFECTS OF INTENSIVE HARVESTING ON CONTINUOUS PRODUCTIVITY OF FOREST LANDS

by

S.M. Maliondo

Information Report M-X-171

Forestry Canada - Maritimes
P.O. Box 4000, Fredericton, N.B. Canada E3B 5P7

1988

This work was supported by the Federal panel on Energy R&D (PERD), ENFOR Project P-337.

© Minister of Supply and Services Canada 1988

Catalogue no. Fo46-19/171E
ISBN 0-662-16415-6
ISSN 0834-406X

Additional copies of this publication are available in limited quantities at no charge from:

Forestry Canada - Maritimes
P.O. Box 4000
Fredericton, New Brunswick
Canada E3B 5P7

(506) 452-3500

Copies or microfiches of this publication may also be purchased from:

Micromedia Ltd.
Place du Portage
165, rue Hôtel-de-Ville
Hull (Québec)
J8X 3X2

Une traduction française de ce rapport peut être mise sans frais à la disponibilité de quiconque en fait la demande.

90-04044/

ABSTRACT

Intensive (whole-tree) harvesting of natural forest stands is widespread in the Maritime provinces. In some cases, the goal of whole-tree harvesting is to increase usable biomass, but often foliage and branch components are discarded at the landing site. This report examines the possible effects of whole-tree harvesting on long-term site productivity, particularly on soil fertility. Such effects might include large losses of nutrients in harvested components, long-term decrease in soil organic matter, loss of soil nutrients, including base cations, and the potential for increased soil acidification.

The first part of this report evaluates published data collected from different parts of the world concerning potential decline in soil fertility resulting from the loss of organic matter and base cations caused by different harvesting methods. Biomass and the amount of base cations that would be removed both by conventional and whole-tree harvesting are calculated. Some published data from different stands in New Brunswick and Nova Scotia were used in the second part of this report to examine the effect of species and site quality on base cation losses and the potential increase in soil acidification which would result from whole-tree harvesting. Practising whole-tree harvesting would result in an additional gain in biomass of 55-103% and 29-74% for site classes and species comparisons, respectively. The corresponding increase in base cation losses would vary from 209-283% and 82-283% for site classes and species comparisons. The consequences of high base cation losses, especially from the infertile acid soils of this region, on long-term site productivity are discussed. The role of foliage and branch components in nutrient cycling processes in natural forest stands is stressed. It is concluded that the effects of whole-tree harvesting on site productivity will vary with species and site quality, but that long-term site studies, including nutrient cycling studies, will be needed to quantify such effects.

RÉSUMÉ

La récolte intensive (par arbres entiers) des peuplements forestiers naturels est très répandue dans les provinces Maritimes. Dans certains cas, on y a recours pour augmenter la biomasse utilisable, mais souvent le feuillage et les branches sont jetés au premier dépôt transitoire. L'auteur examine les effets possibles de cette méthode de récolte sur la productivité à long terme des sites, notamment sur la fertilité du sol. Les effets possibles comprennent une perte importante de substances nutritives par les composantes récoltées des arbres, une diminution à long terme des matières organiques du sol, une perte de substances nutritives du sol, y compris des cations de base, et la possibilité d'une acidification accrue du sol.

La première partie du rapport est consacrée à l'évaluation des données publiées dans différentes parties du monde sur la réduction potentielle de la fertilité des sols à cause de la perte de matières organiques et de cations de base résultant de différentes méthodes de récolte. La biomasse et la quantité de cations de base prélevées par la méthode classique et la méthode par arbres entiers de récolte sont calculées. Dans la deuxième partie du rapport l'auteur examine, à partir de données publiées pour différents peuplements du Nouveau-Brunswick et de la Nouvelle-Écosse, l'influence de l'essence et de la qualité de la station sur les pertes de cations de base et l'augmentation potentielle de l'acidité du sol attri buables à la méthode par arbres entiers. Il est estimé que l'augmentation associée à cette méthode serait pour la biomasse de 55 à 102% et de 29 à 74% pour les classements de stations et les comparaisons d'essences. L'augmentation correspondante des pertes de cations de base serait de 209-283% pour les classements de stations et de 82-283% pour les comparaisons d'essences. Les conséquences des pertes élevées de cations de base, particulièrement quand subies par les sols acidiques et infertiles de cette région, et leur effet sur la productivité à long terme des sites, sont discutés. Le rôle du feuillage et des branches dans les processus du cycle des éléments nutritifs dans les peuplements naturels est souligné. Il est conclu que les effets de la récolte par arbres entiers sur la productivité des sites varient selon les essences et la qualité du site, mais que des études à long terme sur les sites, y inclues les études sur le cycle des éléments nutritifs, seront nécessaires pour déterminer des telles effets.

ENFOR

ENFOR (Energy from the Forest) is a contract research and development (R&D) program managed by Forestry Canada, Government of Canada. It is aimed at generating sufficient knowledge and technology to realize a marked increase in the contribution of forest biomass to Canada's energy supply. The program was initiated in 1978 as part of a federal interdepartmental initiative to develop renewable energy sources.

The ENFOR program deals with biomass supply matters such as inventory, growth, harvesting, processing, transportation, environmental impacts, and socio-economic impacts and constraints. A technical committee oversees the program, developing priorities, assessing proposals, and making recommendations. Approved projects are generally carried out under contract.

General information on the operation of the ENFOR program, including the preparation and submission of R&D proposals, is available upon request from:

The ENFOR Secretariat
Forestry Canada
Government of Canada
19th Floor, Place Vincent Massey
351 St. Joseph Blvd.
Hull, Quebec
K1A 1G5

This report is based on ENFOR Project P-337 which was carried out under contract by S.M. Maliondo of Fredericton (DSS File No. 15SC 01K26-7-0028).

TABLE OF CONTENTS

INTRODUCTION 1

EFFECTS OF INTENSIVE HARVESTING ON SOIL FERTILITY 1
- Loss of organic matter 1
- Increased losses of base cations 2
- Potential acidification 3
- Methods of evaluating nutrient losses due to biomass harvesting 4
- Examples from literature on base cation losses due to intensive harvesting 5

THE SITUATION IN THE MARITIMES REGION 5
- Scope of study 11

MATERIAL AND METHODS 11

RESULTS 14
- Effect of site class on stand organic matter 14
- Effect of species on stand organic matter 15
- Effect of site class on potential soil acidification 15
- Species effects on potential acidification 19
- Forest floor base content as an indicator of potential acidity 19

DISCUSSION 19

CONCLUSIONS 21

ACKNOWLEDGMENTS 21

REFERENCES 22

INTRODUCTION

Canada and many other countries have been examining the possibility of using forest biomass to supplement fossil fuel in meeting the nation's energy requirements. The ENergy from FORest (ENFOR) program was initiated to conduct research and develop techniques aimed at increasing the contribution of forest biomass in the effort to supplement nonrenewable energy resources.

One way of increasing forest yields is to adopt silvicultural techniques aimed at reducing growth constraints of an environmental (nutrients, moisture, light, temperature, air) and biological (competition) nature. However, in areas where old stands predominate, it may not be economically feasible to apply intensive silvicultural techniques on a scale that would substantially boost yields. This seems particularly relevant in the Maritime Provinces of Canada, where a large proportion of existing old forests comprise poor stands which were naturally regenerated. Under such conditions, it might be more worthwhile to increase the amount of crop recovered through intensive harvesting. The main objective of whole-tree harvesting is to increase yield from forest stands by increasing recovery of most of the above-ground tree components. In this report, intensive harvesting and whole-tree harvesting will be used interchangeably.

Two approaches to intensive harvesting are popular in North America. In the first approach, all above-ground biomass of woody plants of a given range of diameter at breast height (dbh) is harvested from the logging area and transported to the mill for further processing. This may include processing for biomass energy production (Hornbeck and Kropelin 1982).

In the second approach, all above-ground portions are harvested and then transported to a landing where stems are delimbed and those having more than a prescribed minimum top-diameter are either processed directly, or transported for further processing at the mill. The unused crown components are discarded at the landing as residue (Smith 1985). In both cases, the net result is more biomass removal from the logging area than would have been the case in conventional harvesting, where only the merchantable bole would be removed.

Although intensive harvesting provides additional biomass that would not be recovered in conventional harvesting, concerns have been expressed that this practice might result in site degradation (Weetman and Webber 1972; Wells and Jorgensen 1979). Three areas of potential decline in site productivity resulting from intensive harvesting include decreases in soil organic matter (Anderson 1986; Edwards and Ross-Todd 1983), increased removal of base cations and other nutrients in harvested crown components (Boyle *et al.* 1973), and soil acidification (Ulrich 1983). Other potential detrimental effects of whole-tree harvesting include: increased nutrient leaching, soil compaction by logging machinery, exposure of mineral soil and erosion (Martin 1986), and a shift in decomposer microbial populations (Entry *et al.* 1986).

This report has two objectives. The first is to review published information on possible effects of intensive harvesting, with regard to decline in soil fertility as a result of loss of organic matter and base cations and, also, with regard to possible acidification effects. The second objective is to use data from the Maritimes Region to examine base cation losses and potential acidification of soils caused by intensive harvesting of natural stands.

EFFECTS OF INTENSIVE HARVESTING ON SOIL FERTILITY

Loss of organic matter

The consequences on soil fertility of the loss of organic matter resulting from whole-tree harvesting must be viewed within the context of stand development. In temperate and northern forests, the process of forest floor development with increasing stand age is fairly well known (Switzer *et al.* 1966; Miller 1981). Briefly, forest floor accumulation increases rapidly in young stands within the period between canopy closure and maximum foliage accumulation and then slows down to an "apparent" steady state. At this steady state, the rate at which the forest floor passes into different cohorts, i.e., L, F, and H soil organic matter, is fairly constant for each step. Thus, the rate of litter input is assumed to balance the rate of forest floor decomposition, which in turn is assumed to be in balance with the rate of soil organic matter build-up. Any major disruption of the stand canopy, such as thinning or clear-cutting, disturbs this balance.

Changes in the forest floor and soil organic matter resulting from stand harvesting are mainly the result of increased solar radiation and moisture reaching the forest floor after canopy removal, which has the effect of accelerating the decomposition processes. In conventional harvesting, the crown components left on the logging site act as a mulch protecting the forest floor and soil organic matter from the drastic impact of canopy opening. In contrast, on intensively harvested sites, the crown components are removed, exposing the forest floor to increased water and heat input. The net effect is a higher decomposition rate of the forest floor and soil organic matter. The magnitude of this increase also depends on other factors such as litter quality, including nutrient and lignin content, pH, and the predominant decomposers.

Aside from increasing the rate of forest floor breakdown, the high biomass removal as a result of intensive harvesting also affects the organic matter status of the site by reducing the amount of logging slash added to the forest floor. Johnson *et al.* (1985) reported that 28 months after whole-tree harvesting, the hardwood forest floor amounted to 15.4 T/ha in an adjacent uncut forest site, compared to 10.4 T/ha in the clear-cut area. In Scotland, Anderson (1986) observed that, within 18 months, 15 cm of forest floor was lost under an intensively harvested plot. This was twice the amount of forest floor lost under a conventionally harvested plot.

The increased forest floor decomposition under intensively harvested stands will, in the long run, reduce the amount of soil organic matter build-up since soil organic matter decomposition will also be increased. Because organic matter, in turn, influences water and cation retention properties for a given area, both of which are important attributes of site productivity, the reduction of soil organic matter may lead to lower forest site productivity[1].

On the other hand, in certain stands, accumulation of thick forest floor has been associated with low site productivity, mainly due to slow nutrient mineralization (Chapin *et al.* 1986; Van Cleve and Harrison 1985). This is caused by the slow breakdown of the recalcitrant forest floor resulting from poor litter quality, poor drainage, or both. If logging slash is left on the logging area, as is the case in conventional harvesting, decomposition of the remaining forest floor may be accelerated. This acceleration takes place partly because fresh logging residue is rich in readily available carbon and nutrients needed by microorganisms to decompose the litter. By removing the logging residue during intensive harvesting, the period before the litter starts to breakdown may be prolonged and this may affect the rate at which the area is revegetated. Thus, in each of the above cases, the advantages to long-term site productivity of leaving the crown components on the logging area, as is done in conventional harvesting, are apparent.

Increased losses of base cations

Concurrent with organic matter changes, intensive harvesting removes more base cations from the logging site than does conventional harvesting. The crown components left on the site in conventional harvesting, upon decomposition, add bases to the site capital, thereby maintaining site productivity. In contrast, intensive harvesting deprives the site of this potential source of base cations. The magnitude of increased removal of base cations depends on stand age, species composition, and site quality as reflected by soil fertility status.

The age at which a stand is harvested affects the amount of base cations removed in two ways. First, young stands, in comparison to older stands, contain higher concentrations of base cations. Thus, with any given harvesting practice, more base cations relative to biomass will be removed from young stands than old. Second, since the crown portion in young stands comprises a larger portion of the stand biomass and base cations than in old ones, intensive harvesting will remove proportionally more base cations from young stands. Thus, for comparable sites, an adverse impact on site productivity, due to increased base losses resulting from intensive harvesting, may be expected to be more serious in young stands.

Differences between species with respect to nutrient accumulation are well known in forestry (Morrison 1974). In general, hardwood species have higher nutrient concentrations in their tissues (especially in the foliage) than do conifers and, thus, for elements like K, Ca, and Mg, higher losses from

[1]Site productivity is defined as the capacity of the land to produce primary biological products expressed as dry weight or carbon per hectare per year (Buringh 1987). In forestry, it is expressed as site quality, often measured as site index.

intensive harvesting should be expected from hardwoods than from softwoods if logging is done in summer. Exceptions to this generalization do, however, exist. For example, Perala and Alban (1982) reported above-ground Ca contents in white spruce to be much higher than in adjacent hardwood stands and almost as high as in aspen.

The effects of site quality (productivity) on increased losses due to intensive harvesting are more difficult to generalize. In simple terms, mature stands with closed canopies are presumed to meet most of their nutrient requirements from the forest floor and internal recycling (Miller 1981). Immediately after clear-cutting and before stand canopy closure, the main source of nutrients is the mineral soil and the residual forest floor from previous stands. On good sites with fertile soils, the removal of base cations with the crown components may not adversely affect potential site productivity in the short run. However, on poor sites, where the crown components may represent a large proportion of the total site nutrient capital, intensive harvesting may be more detrimental to long-term site productivity.

Other losses which are increased after intensive harvesting include base cations transported in run-off. Although erosion may also increase after conventional harvesting, the large amount of logging slash left behind reduces such losses. Intensive harvesting, by removing a large amount of logging slash, exposes the soil to higher losses of cations both in solution and in sediments from increased surface run-off. However, the extent of base cation losses from erosion depends on several factors including slope, topography, soil texture, and soil organic matter.

Potential acidification

It is essential to realize that internal soil acidification occurs in forest stands (Nilsson *et al.* 1982; Ulrich 1983; Krug and Frink 1983) in addition to that resulting from external causes such as atmospheric input. In closed forest stands, atmospheric acid input is partly neutralized by the stand canopy. Both conventional and intensive harvesting result in the opening of the canopy, allowing more acid to reach the forest floor. However, the base-rich crown components left on the site in conventional harvesting help to buffer the soil from the effects of atmospheric acid input. Intensively harvested sites lack this protection and may accordingly be more acidified. Also, the base-rich crown components left on the site during conventional harvesting add more base cations to soil capital upon decomposition. This source of base cations is reduced in intensively harvested areas. Both the reduced buffering against atmospheric acid inputs and base depletion as a result of the removal of crown components in intensive harvesting may lead to lower future site productivity.

The increased decomposition of the forest floor and soil organic matter due to intensive harvesting leads to increased production of acids. In particular, organic matter decomposition is followed by microbial oxidation of S and N compounds producing organic and inorganic acids. Soil acidification is also increased through the leaching of cations in association with NO_3 and SO_4 anions. Increased microbial activity by itself can cause increased acidity by the production of organic acids. High acidity will also increase the amount of labile Al and H in the plant root zone (Ulrich 1983; Fuller *et al.* 1987).

Acidification arising from stand growth (Nilsson *et al.* 1982) and atmospheric inputs is likely to be higher under conifers than under broadleaved species. Thus, evaluation of additional acidification resulting from intensive harvesting of mature stands should incorporate the differential species influences.

Increased acidity from intensive harvesting has several implications for soil fertility and, hence, for long-term site productive capacity. These implications include increased displacement of cations such as Ca, Mg, K, and NH_4 from the exchange sites by H and Al cations (Nykvist and Rosen 1985). Such displaced cations will then be susceptible to leaching by percolating water. In the context of intensive harvesting, Nykvist and Rosen (1985) showed that soil base saturation was reduced by 80% on sites where slash was removed compared to those where it was left. Also, to ensure the charge neutrality requirement, the increased cations in the soil solution must be balanced by complementary anions such as sulfate, nitrate, bicarbonate, and organic anions. Thus, both cations and anions are increased in the soil solution and are more labile. The increased lability and the reduced amount of growing vegetation that would otherwise intercept the flux means that, unless the mineral soils in question have a high capacity to retain this influx (Snyder and Harter 1985), these nutrients will be lost through leaching. Increased leaching of labile and mobile nutrients

such as nitrate-N and Ca beyond the rooting zone have been reported by Bormann *et al.* (1968) and Silkworth and Grigal (1982). Moreover, the increased activities of Al and H ions in the rooting zone, in addition to the low base status, may affect the regeneration and survival of some commercially important tree species (Ulrich 1983).

Methods of evaluating nutrient losses due to biomass harvesting

The subject of nutrient losses due to different harvesting methods in Canada has been addressed by many research workers (Weetman and Webber 1972; Kimmins 1977; Freedman, 1981). Recently, Kimmins *et al.* (1985) compiled an exhaustive bibliography of papers on this subject and other related topics. The general conclusions drawn from most of the cited papers are that sites differ in their susceptibility to nutrient depletion, that absolute impact can be assessed only through long-term studies, and that potential impact is site-specific as dictated by the variety of vegetation, soils, and climate considered (Silkworth and Grigal 1982).

In evaluating the impact of different harvesting methods on nutrient losses, three basic approaches as discussed by Smith *et al.* (1986) are used. The first involves static comparisons of site nutrient capital with nutrients removed through different harvesting regimes. The amount of nutrients contained in the vegetation and the amount that may be lost in a given harvesting scheme are calculated and compared with those in the forest floor and mineral soil. Estimates of the amount of nutrients held in the vegetation are obtained as a product of the biomass of components and their respective element concentrations. Tree biomass is often estimated using component biomass equations (Ker and van Raalte 1981; Ker 1984). The quantity of elements either as total or 'available' (extractable or exchangeable) may be used in estimating the forest floor and mineral soil nutrient capital (Boyle *et al.* 1973; Weetman and Webber 1972; Boyle 1976).

The second approach adds to the first one by coupling input-output estimates with the static pools. Element inputs include those in precipitation water collected both in the open and within the stand. The latter includes throughfall, stemflow, and canopy leaching. Further refinements include partitioning into dry and wet deposition, solution and solid inputs (Mahendrappa and Ogden 1973; Mahendrappa 1974). Other inputs include litterfall and fertilizer inputs. Nutrient inputs through lateral water flow from higher slopes, which may be important in certain situations, are not usually considered. However, in the long run the most important input for most nutrients apart from N is from rock and soil mineral weathering, releasing soluble nutrients into the soil. Input of N through biological fixation, both symbiotic and non-symbiotic, may also be important.

The extent to which minerals in the geologic substrate are weathered and release nutrients to counteract losses caused by harvesting, or acid deposition, is not known for many sites in North America (Johnson *et al.* 1988). Efforts to acquire or estimate weathering input data are thus warranted. Since the chemical composition of minerals in the parent material and in the mineral soil largely affects the extent to which weathering can supply base cations to replace losses (Li *et al.* 1988), there is a need to characterize the mineral composition of the geologic substrate for different sites. It is known, for example, that for primary rock minerals, the ease of weathering follows this order: Olvines > pyroxenes > amphiboles > biotites > K-feldspars > Muscovite > Quartz and Ca - plagioclase > Na - plagioclase > K-feldspar. For secondary formed minerals, clay minerals (chlorites, vermiculites, vermiculite-chlorites, smectites and kaolinites) are richer in base cations than sesquoxides (Al and Fe oxides), zircon, garnet, tourmaline, ilmenite, and quartz. The mineral composition data of the geologic materials of each site can then be combined with hydrological data and chemical speciation models (Li *et al.* 1988) to estimate the extent of weathering inputs. Other factors affecting the rate of nutrient release by weathering include: temperature, leaching and internal soil drainage, soil pH, redox potential, biotic effects, particle size and specific surface effects, and influences of chemical kinetics, topography, and anthropogenic effects (NCASI 1988).

With respect to nutrient output, leaching and erosion losses (both in water and wind) are also considered important. The most important loss, however, appears to be through harvesting. In most stands, leaching losses may be replaced by nutrients from the atmospheric inputs and rock weathering, but this may no longer be the case following whole-tree harvesting (Hornbeck and Kropelin 1982; Mann *et al.* 1988). For example, Mann *et al.* (1988) reported that in some spruce-fir stands of Maine, hydrologic losses of Ca and K exceeded gain. Both stem-only harvesting and whole-tree harvesting increased hydrologic losses of N, P, K and Ca immediately and

up to three years after harvesting. Base cation losses by leaching exceeded whole-tree harvesting exports (Johnson *et al.* 1988).

The third approach uses information synthesized from the two approaches mentioned above to develop simulation models (Aber *et al.* 1982; Kimmins and Scouller 1979, 1986) which facilitate examination of different scenarios, including various harvesting levels, to predict possible changes in site productivity. This approach is being continually refined as more empirical data becomes available. For example, FORCYTE-11 (Kimmins and Scouller 1986) may include several species and up to five nutrient elements per run.

The above schemes do not explicitly address the total effect of intensive harvesting on base losses - the kind of information needed to evaluate potential acidification effects. Ulrich (1983), Nilsson *et al.* (1982), and Richter (1986) attempted to quantify this effect by calculating cation balance obtained by subtracting total anions from total cations in tree components. A further modification was suggested by Mahendrappa (1986b), who pointed out that since N in most forest ecosystem cycles occurs mostly as NH_4+, it has to be included in calculations involving base removals due to harvesting.

Examples from literature on base cation losses due to intensive harvesting

Literature on nutrient cycling studies in forestry (Cole and Rapp 1981) is replete with information that can be used to compile the amounts of base cations that may be lost through different harvesting intensities. Table 1 was compiled from such data and contains a summary of information on gains in biomass and losses of base cations resulting from adopting intensive rather than conventional harvesting techniques. The calculated base contents include NH_4+ (Mahendrappa 1986b). The amounts of base cations that may be removed in conventional (CH) or intensive (WH) harvesting were determined, and the difference expressed as the percentage of bases removed in conventional harvesting, i.e.,

$$\% \text{ Increase in bases (or biomass)} = ([WH - CH]/CH) * 100 \quad \ldots\ldots (1)$$

The percentage increase in base cations removed can be considered an index of the effect in terms of base cation losses involved in adopting intensive rather than conventional harvesting techniques.

As expected, species exhibit large differences with respect to base cation losses as a result of intensive harvesting. There is a clear distinction between hardwoods, which have a lower range (19-217%), and conifers, which have a higher range (57-585%).

The data given in Table 1 are not sufficient to show clear trends concerning the effect of site quality on base cation losses from intensive harvesting. However, using the study of Fornes *et al.* (1970) involving stands either treated or untreated with K, a rough indication is possible. It is assumed in that case that the addition of K increased the site quality. The results are different and opposite for the two species considered. The percentage loss is lower and slightly decreased by K addition in the *Pinus resinosa* Ait. stand (155-148%) compared with 406-585% in *Picea abies* (L) Karst. Although this comparison is restricted to two species only, it indicates a possible interaction between site quality and species. Data from a wider range of site classes and more species (>2) are needed to explore this trend further.

Since increased removal of base cations due to intensive harvesting is related to increased acidification, the above data can also be viewed as a crude measure of this potential. However, there is a need for a better index of potential acidification resulting from intensive harvesting. The index should combine the increased amount of base losses in harvested trees and some other attributes of the site that are related to site acidification. A proposed index is discussed in the next section and illustrated with data from the Maritimes Region.

THE SITUATION IN THE MARITIMES REGION

Whole-tree logging is practised on large tracts of forest land in the Maritime Provinces.Interest in intensive harvesting of natural stands in this region arises from the increased demand for energy and fiber requirements from trees, and also from the cost savings attributable to increased mechanization of harvesting operations. Moreover, the poor quality of residual stands, caused by high-grading practised in the past and salvage removal of budworm-affected stands, means that logging costs can be rationalized by more intensive harvesting.

Table 1. Effect of intensive harvesting on base cation losses - a summary from literature.

Species	Location	Age yrs	Site class	Harv. meth.	Biomass T/ha	Incr. %	Bases Keq/ha	Incr. %	References	Remarks
Northern hardwoods	N. Hampshire	60		CH WH	42.2 60.4	43	22.64 53.77	138	Whittiker, Likens	Calc. from Cole & Rapp.
Betula papyrifera-Acer rubrum	Maine	29		CH WH	70.6 79.8	13 13	27.77 36.71	32	Ribe, 1974	"
Fagus grandifolia-Acer saccharum-Tsuga canadiensis	N. Hampshire	4		CH WH	4.5 5.4	20	2.07 3.57	73	Safford and Filip, 1974	"
P. tremuloides-B. papyrifera	Wisconsin	45-50		CH WH	120.3 166.9	39	24.11 42.97	78	Boyle and Ek, 1974	"
Acer rubrum	Maine	18		CH WH	27.8 37.2	34	13.95 25.74	85	Ribe, 1974	"
Acer rubrum	Maine	30		CH WH	49.5 57.4	16	24.89 33.64	35		"
B. papyrifera "	"	39		CH WH	121.7 131.4	8	37.98 45.19	19		"
B. veruccosa "	E. England	22		CH WH	43.1 60.8	41	11.43 36.25	217	Ovington, 1962	
"	C. England	24		CH WH	48.0 62.2	30	13.58 29.0	114	Ovington and Madgwick, 1959	
"	C. England	55		CH WH	134.5 164.0	22	27.96 60.41	116		
Fagus sylvatica	W. England	39		CH WH	97.9 133.4	36	17.74 35.86	102	Ovington, 1962	
"	Germany Solling	80		CH WH	129.6 158.8	23	30.85 51.31	67	Cole and Rapp, 1981	

Table 1. (Continued)

Fagus sylvatica	S. Sweden	90		CH WH	245.0 314.0	28	61.14 110.24	80	Nihlgard and Lindgren, 1977	
"	"	90		CH WH	221.0 324.0	47	40.44 115.76	186	Lindgren, and Nihlgard, 1972	
"	"	100		CH WH	166.0 225.0	36	35.32 77.78	120	Nihlgard and Lindgren, 1977	
Plantanus occidentalis	Kentucky	3		CH WH	5.9 9.2	56	3.15 7.90	151	Wood et al., 1977	
"	"	3		CH WH	9.1 13.7	51	5.11 12.38	142	"	
Populus tremuloides	Mississippi	1	M	CH WH	0.8 2.4	200	2.42 5.42	124	Baker and Blackmon, 1977	
Populus tremuloides P. grandidentata	Minnesota "	40	M	CH WH	147.0 167.0	14	52.73 80.66	53	Perala and Alban, 1982	plot on a very fine sandy soil
Populus tremuloides	"	40	M	CH WH	124.1 153.0	23	49.7 82.92	67	"	plot on a loamy fine sandy soil
P. tremuloides	Maine	45		CH WH	52.5 58.0	10	27.36 34.92	28	Ribe, 1974	
Quercus robur-Pinus excelsor	France	115-160		CH WH	210.0 284.0	35	77.00 157.26	104	Duvigneaud, Denayer-de Smet, 1967	
Quercus petrea	S.E. England	21		CH WH	28.3 42.4	50	9.83 31.10	216	Ovington, 1962	
Q. robur	W. England	47		CH WH	106.6 138.3	30	29.09 47.66	64	"	
Eucalyptus oblique	Australia "	70-80		CH WH	376.7 401.0	6	30.31 47.79	58	Baker and Attiwill, 1985	Plot on a clay loam soil
"	"	80-90		CH WH	218.8 255.1	7	22.76 44.92	97	"	Plot on a clay soil
Larix decidua	W. England	46		CH WH	145.8 189.4	30	13.8 42.25	206	Ovington, 1962	

Table 1. (Continued)

Picea abies	S. England	20		CH	157.2	39	40.50	139		
				WH	218.3		96.98			
"	New York	33		CH	21.7	99	5.22	406	Fornes et al., 1970	Control plot in K fertilization exper.
				WH	43.1		26.41			
"	"	33		CH	29.9	105	7.30	585	"	110 kg/ha added to a 19-yr-old stand
				WH	61.4		49.99			
Picea abies	Minnesota	40	M	CH	101.1	41	24.20	219	Perala and Alban, 1982	On a loamy fine sand soil
				WH	143.0		77.31			
"	"	40	M	CH	102.2	52	22.90	228	"	On a very fine sandy loam soil
				WH	155.0		75.13			
"	W. England	47		CH	182.4	44	23.67	273	Ovington, 1962	
				WH	262.7		88.31			
"	"	47		CH	107.9	30	15.50	166		
				WH	139.8		41.16			
"	Sweden	52		CH	105.8	25	16.30	138	Tamm and Carbonier, 1961	
				WH	132.2		38.73			
"	S.Sweden	55		CH	262.0	19	40.90	132	Nihligard, 1972	
				WH	311.0		94.70			
"	Germany Solling	87		CH	198.4	23	36.95	137	Cole and Rapp, 1981	
				WH	244.4		87.66			
"	"	115		CH	195.7	16	43.45	84	"	
"	"			WH	228.0		79.91			
Picea glauca-Abies lascorpa	B.C.	<350		CH	176.0	25	35.53	62	Kimmins and Kurmlik, 1976	
				WH	220.0		57.46			
Picea mariana	Alaska	57		CH	14.0	66	6.62	114	Van Cleve et al., 1981	On a North slope, permafrost-free site
				WH	23.2		14.17			
"	"	62		CH	8.0	91	2.48	201	"	On a Muskeg, permafrost present
				WH	15.3		7.47			
Picea mariana	Quebec	65		CH	53.9	99	9.25	225	Weetman and Webber, 1972	
				WH	107.2		30.09			
"	Alaska	51		CH	8.6	93	2.47	123	Cole and Rapp, 1981	
				WH	16.6		5.51			

Table 1. (Continued)

"	"	130		CH WH	86.1 113.2	32	30.44 53.54	76	Cole and Gessel, 1981	
Picea mariana	Quebec	200	low (III)	CH WH	60.9 89.40	47	6.57 23.05	251	Weetman and Algar, 1983	
Picea rubens-Abies balsamea	"	All aged		CH WH	82.3 132.0	60	15.12 55.25	265	Weetman and Webber, 1972	
"	Maine	Mature		CH WH	164.0 311.0	90	14.59 52.90	263	Norton and Young, 1976	
Pinus banksiana	Minnesota	40		CH WH	121.7 141.0	16	18.37 34.59	88	Perala and Alban, 1982	On a very fine sandy soil
"	"	40		CH WH	111.2 242.0	117	16.10 27.58	71	Alban, 1982	On a loamy fine sandy soil
Pinus banksiana	Ontario	48		CH WH	90.5 112.6	24	12.50 25.03	100	Foster and Morrison, 1982	
"	"	65		CH WH	90.2 113.7	26	12.48 23.03	85	Morrison, 1980	
"		53	M (II)	CH WH	33.2 57.0	72	13.60 22.70	67	Weetman and Algar, 1983	
Pinus resinosa	New York	32		CH WH	40.5 61.4	52	10.06 25.67	155	Fornes et al., 1970	Control plot in K fertilization experiment
"	"	32		CH WH	91.2 142.8	57	16.59 41.07	148	"	90 kg/ha of K applied to 20-yr-old stand
"	Wisconsin	34		CH WH	72.0 95.0	32	13.19 31.88	142	Bockheim et al., 1983	
"	Minnesota	40		CH WH	167.0 207.1	24	26.45 50.10	89	Perala and Alban, 1982	On a very fine sandy loam
"	"	40		CH WH	141.0 167.0	18	24.30 42.38	74	"	On a loamy fine sand soil
Pinus nigra	Culbin, Scotland	18	I	CH WH	16.1 25.8	60	4.11 11.84	188	Wright and Will, 1958	

Table 1. (Continued)

"	"	28	I	CH	52.7	3	7.40	132	"
				WH	54.3		17.15		
"	"	45	I	CH	102.0	7	12.01	93	Miller et
				WH	109.0		23.19		al, 1980
"	"	48		CH	95.3	2	14.47	90	Wright and
				WH	97.0		27.53		Will, 1958
Pinus radiata	S. Australia	20		CH	211.8	24	23.18	159	Baker and
				WH	262.0		60.14		Attiwill, 1983
"	"	24		CH	234.4	19	22.02	134	"
				WH	278.0		51.47		
Pinus sylvestris	Culbin, Scotland	18		CH	35.6	54	7.19	165	Wright and
				WH	54.9		19.08		Will, 1958
"	Culbin, Scotland	28		CH	75.4	25	12.4	114	"
				WH	94.1		26.5		
"	S. Scotland	33	II	CH	118.8	26	16.75	116	"
				WH	149.8		36.11		
"	N.E. Scotland	64		CH	97.4	22	17.55	76	"
				WH	118.8		30.88		
Pinus taeda	E. Texas	16		CH	124.8	25	18.45	93	Pehl et al., 1984
				WH	156.0		35.66		
"	N. Carolina	20		CH	69.2	23	9.27	87	Tew et al., 1986
				WH	84.8		17.34		
"	E. Texas	25		CH	147.5	15	20.71	57	Pehl et al., 1984
				WH	169.3		32.48		
"	S. Carolina	64		CH	49.8	20	5.02	66	Phillips and
				WH	59.3		8.35		Van Lear, 1984
Pseudotsuga menziesii	S. Vancouver Island	15-20		CH	42.9	51	8.53	223	Webber, 1977
				WH	64.8		27.52		
"	Oregon	450		CH	472.6	12	30.85	93	Cole and
				WH	530.0		59.56		Rapp, 1981

Although whole-tree logging is widespread, the consequences of this practice on sustained productivity of forest lands are less well known. For example, little quantitative information on the effect of intensive harvesting on nutrient losses is available for the Maritime Provinces. Past research has been directed at developing biomass equations for the major forest species of the Region (Ker 1980a, b, 1984, Ker and van Raalte, 1981) to be used in biomass inventory work. This is an important exercise as it precedes and may actually simplify the nutrient inventory, especially regarding the tree components. However, there is lack of reliable nutrient concentration data to estimate nutrient contents of different stands. Such data is needed to estimate the nutrient cost incurred by adopting different harvesting techniques.

Earlier local studies, modelled according to the Hubbard Brook watershed study (Bormann *et al.* 1969), mainly considered the effect of conventional clear-cutting on stream water chemistry. The Nashwaak Watershed clear-cut experiment included nutrient cycling studies, a summary of which was given by Krause (1982).

A study specifically designed to collect data for evaluating the effects of different harvesting techniques on forest nutrient budgets in Nova Scotia was started in 1978. Based on information gathered from literature (Freedman 1981) and data from field work, Freedman *et al.* (1984) assessed the potential impact of whole-tree harvesting versus conventional harvesting on nutrient losses. Both the static and input-output approaches were used. The main conclusion was that most sites examined in that study were capable of sustaining several > 50-yr whole-tree harvesting rotations without significant losses in site productivity due to nutrient losses, apart from Ca losses which were deemed serious. Even though N, and to a lesser extent P, are known to limit forest productivity in the unmanaged stands of this region (Mahendrappa and Ogden 1973; Krause *et al.* 1978, 1982), the study concluded that, even with whole-tree harvesting, loss of these two elements would not seriously affect long-term site productivity. To resolve this apparent contradiction, further studies are warranted. Also, because the impact of harvesting on site productivity is usually site-specific, studies involving a broader range of sites differing in quality and species composition are needed.

In the last 13 years, considerable biomass and nutrient data have been gathered by Forestry Canada - Maritimes as part of a broad range of nutrient cycling studies (MacLean and Wein 1978; Mahendrappa and Kingston 1980; Mahendrappa and Salonius 1982). This information is being processed with the aim of assessing the impact on site productivity and increased potential acidification of sites due to air pollution and management practices (Mahendrappa and Kingston 1982).

In view of concern that intensive harvesting, especially on poorly buffered soils, may lead to potential acidification, there is a need to summarize available information within this framework. The summarized information can then be interpreted accordingly to guide management decision-making processes.

Scope of study

The danger of potential acidification of sites as a result of intensive harvesting is illustrated using two studies. The first study took place in New Brunswick and the other in central Nova Scotia. Both involved natural stands and are part of the ENFOR (ENergy from FORest) program aimed at assessing the impact of intensive harvesting on site productivity in the Maritimes. The effects of site quality and species on potential acidification of sites due to intensive harvesting will be examined.

MATERIAL AND METHODS

The data set from New Brunswick is part of a larger study involving a province-wide inventory of 25 forest stands of eight commercially important tree species, each species growing on three different site classes (Fig. 1). In this study, seven stands were used (Table 2), including three black spruce stands growing on good, medium, and poor site quality classes. The site classes were based on site index at age 50. These are used to assess the site quality effect on potential acidification. At the time of writing, a complete data set for the remaining four species was available only for the good sites. Together with data from the black spruce stand growing on the good site, this data set is used to assess the effect of species on potential acidification.

Data from Nova Scotia is taken from Freedman *et al.* (1984) and the characteristics of the stands are given in Table 3. Site classes were based on CLI system. In that system, SC 3, 4, 5, and 6 correspond to 8.1, 6.4, 4.5, and 2.4 $m^3/ha/y$, respectively. This data set is used to broaden interpretation of the species effect on potential acidification.

Table 2. Selected stand characteristics for the New Brunswick study.

Species	Site Class	Basal Area m^2/ha	Volume m^3/ha		Biomass	
			Total	Merch.	Total T/ha	Major species %
Picea mariana	Good	35	215	178	146	81
Picea mariana	Medium	40	204	126	154	99
Picea mariana	Poor	14	47	18	41	98
Pinus banksiana	Good	39	294	250	175	87
Abies balsamea	Good	38	258	227	152	76
Populus tremuloides	Good	48	398	357	230	94
Betula papyrifera	Good	23	133	85	107	70

Table 3. Selected stand characteristics for Nova Scotia stands.

Species	Age	Site class	Density stems/ha	Basal Area m^2/ha	Major species %
Picea rubens- Abies balsamea	Mature	5	2903	27.1	49.4
Picea rubens - Abies balsamea	Pole	5	2560	37.6	86.4
Picea rubens - Abies balsamea	Pole	5	2214	26.3	63.5
Picea rubens - Abies balsamea	Mature	4	1840	42.8	67.5
Picea abies - Abies balsamea	Pole	5	3900	36.3	53.4
Picea mariana	Pole	5	1710	28.4	82.7
Picea glauca	Mature	3	1535	34.8	67.5
Picea rubens - Abies balsamea	Mature	5	1865	45.4	81.1
A. saccharum	Pole	5	5180	27.4	89.9
Betula papyrifera - A. saccharum	Pole	6	3770	23.2	62.1
Populus grandidentata - P. tremuloides	Mature	6	3810	18.1	59.7
P. grandidentata - P. tremuloides	Mature	4	3655	59.7	23.8
Acer saccharum - B. papyrifera	Mature	4	2135	32.4	41.4
A. saccharum - Fagus grandifolia	Mature	3	3645	30.8	33.8
A. saccharum - A. rubrum	Pole	3	2940	31.8	45.3
A. saccharum - A. rubrum - B. lutea	Mature	4	2645	32.9	11.6

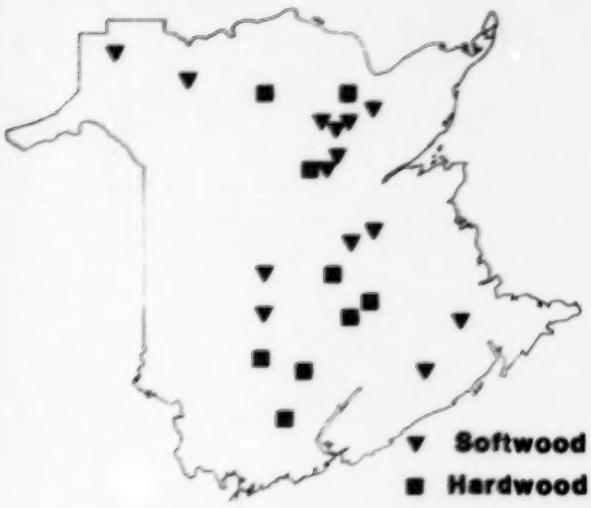


Fig. 1. Sampling Locations - New Brunswick.

In both studies, biomass and nutrient data were used to calculate the additional amounts of base cations (K, Ca, Mg, and NH_4) that can be removed through intensive harvesting compared with conventional harvesting. The amounts of bases expressed as equivalents were taken as indices of the potential to neutralize acidity generated on site or added from external sources (e.g., acid rain and dry deposition). The method of calculation is the same as that used for Table 1.

Since information on forest floor base contents was available for all the stands, the additional bases removed through whole-tree harvesting were compared with the amounts contained in the forest floor (FF). This was used as another index of potential acidification (P.A.). The ratio was calculated as follows:

$$P.A. = FF(B) / [WH(B) - CH(B)] \quad \ldots\ldots\ldots\ldots (2)$$

where, FF(B), WH(B) and CH(B) are amounts of bases in the forest floor, in harvestable whole tree, and conventionally harvestable portions, respectively. The magnitude of this ratio was assumed to indicate the extent of potential acidification resulting from intensive harvesting (Mahendrappa 1986a). This ratio is considered a more suitable index than that based only on the removal of bases alone, since it incorporates the amounts of base cations held in the forest floor which are considered important in buffering against acidification.

RESULTS

Effect of site class on stand organic matter

Stand organic matter in the context of this report includes only above-ground tree biomass and the forest floor and thus excludes the stump, roots, and organic matter in the mineral soil horizons.

The distribution of stand organic matter in three black spruce stands growing on different site classes in New Brunswick varied with site quality (Fig. 2). As

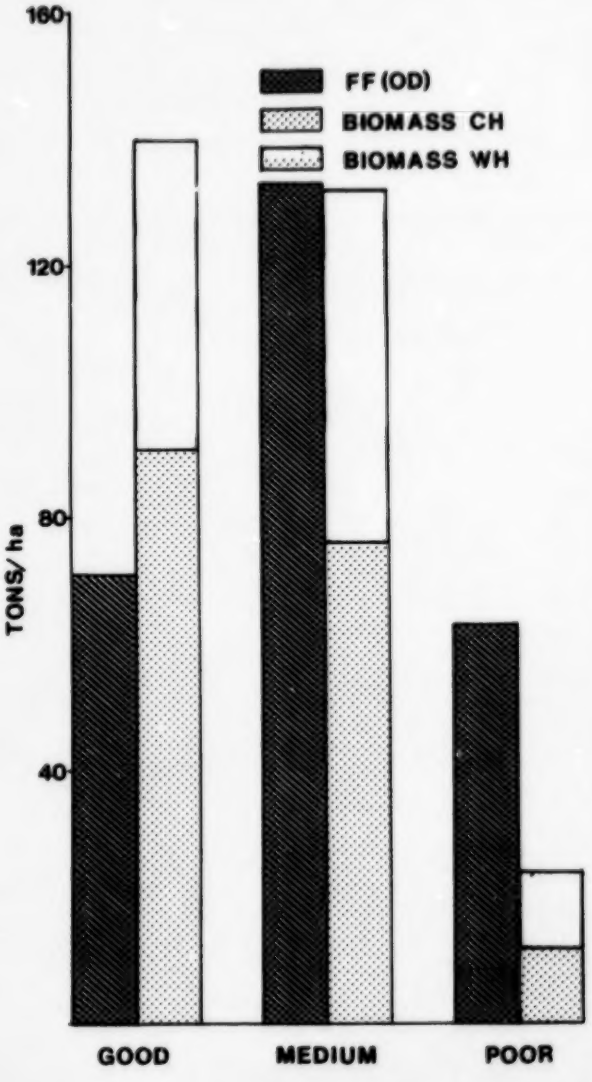


Fig. 2. Effect of site quality on FF and above-ground biomass distribution.

expected, above-ground biomass increased with site quality, but the proportional gain in biomass from intensive harvesting decreased with increasing site quality (Table 4).

The weight of the forest floor relative to above-ground tree biomass differed with site quality. On the medium site, organic matter was equally distributed between the forest floor and above-ground tree portions. The above-ground biomass was twice the weight of the forest floor on the good site, but on the poor site the forest floor weighed three times as much as the above-ground biomass. This is partly a result of poor litter decomposition on the poor site.

Effect of species on stand organic matter

Examination of the New Brunswick data shows that mature stands growing on good sites exhibited large species differences in terms of above-ground biomass (Table 4). Aspen had the highest amount of biomass and white birch the lowest. For all forest stands, the forest floor weighed less than above-ground biomass.

The proportional increase in biomass that could be removed via whole-tree harvesting was highest for white birch and lowest for jack pine (Table 4). It is interesting to note that, except for jack pine and, to a lesser extent, white birch, the absolute gains in biomass resulting from whole-tree harvesting were very similar for all other species.

For the Nova Scotia study, species comparisons were restricted first to the pole-size stands on site class 5 and second to the mature stands on site class 4. From the first comparison, species differences were marginal both in terms of above-ground biomass, forest floor weights, and gains in biomass due to intensive harvesting. In the second comparison, above-ground biomass and forest floor weights differed between species, but there were no species differences in terms of biomass increase caused by intensive harvesting.

The two studies thus indicate that the above-ground biomass was, in most cases, three times higher than the forest floor and that the gain in biomass from intensive harvesting was in most cases less than 50%.

Effect of site class on potential soil acidification

As suggested previously, increased loss of base cations due to intensive harvesting may result in a decrease in the acid neutralizing potential of a given site. The New Brunswick study shows that the amount of bases contained in the above-ground tree components was about the same for the good and medium site classes (Fig. 3). In contrast, the above-ground biomass in the poor site contained only 18% of that held in the better sites.

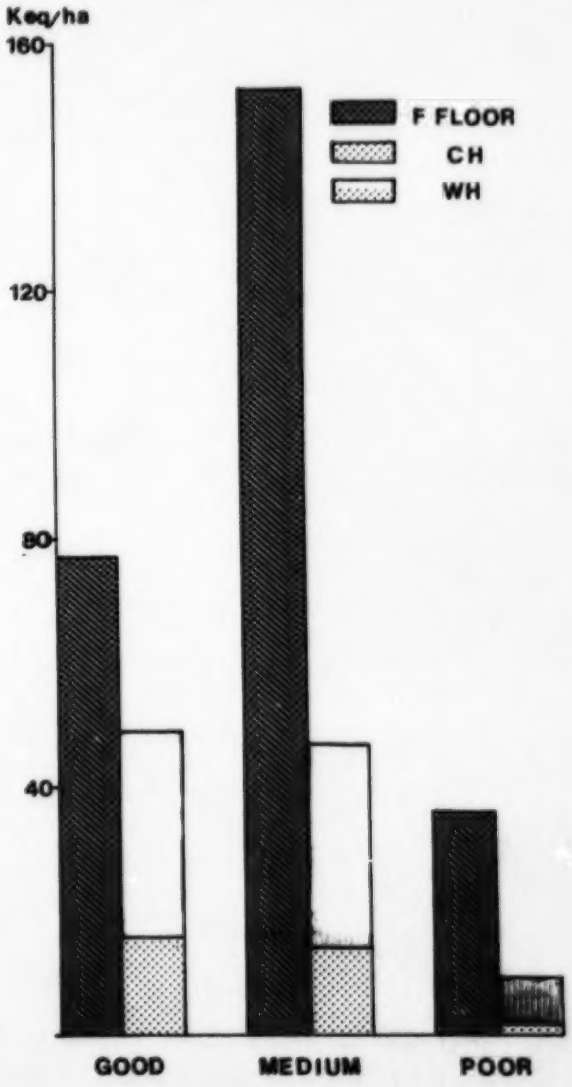


Fig. 3. Effect of site quality on FF and above-ground base contents.

Table 4. Potential acidification due to intensive harvesting - Maritimes data.

MAJOR SPECIES	SITE	AGE	SC	METH. HARV.	BIOM.	% INCR.	BASE CAT.	% INCR.	P. ACID. RATIO	SOURCE	COMMENTS
NOVA SCOTIA DATA											
Acer saccharum	C. Nova Scotia	Pole 50 yr	5	CH WH FF	87.0 138.0 31.9	59	20.09 52.60 55.6	162	1.7	Freedman et al., 1986	
Betula papyrifera - A. rubrum	"	"	6	CH WH FF	55.6 91.7 22.5	65	15.37 37.32 31.8	143	1.5		
Populus grandidentata - P. tremuloides	"	Mature 75 yr	6	CH WH FF	41.6 64.2 20.3	54	12.73 30.04 28.6	136	1.7	"	
Populus grandidentata - P. tremuloides	"	Mature	4	CH WH FF	64.9 92.4 23.0	42	19.32 40.99 41.36	112	1.9	Freedman et al., 1984a	
Acer saccharum-Acer rubrum	"	Pole	3	CH WH FF	126.0 174.0 33.0	38	28.20 59.43 Data not given	111	-	"	
Acer saccharum - Betula papyrifera	"	Mature	4	CH WH FF	120.7 165.3 49.0	37	30.24 59.71 85.52	96	2.9		
A. saccharum - Fagus grandifolia	"	Mature	3	CH WH FF	157.6 204.8 21.0	30	38.56 70.22 Data not available	82	-	"	
A. saccharum - A. rubrum - B. lutea	"	Mature 100 yr	4	CH WH FF	113.0 154.6 18.7	37	28.84 56.13 28.5	95	1.0	Freedman et al., 1986	
Picea rubens - Abies balsamea	"	Pole 50 yr	5	CH WH FF	106.7 154.6 45.2	45	20.82 50.13 48.3	141	1.7	"	
P. rubens - A. balsamea	"	Pole	5	CH WH FF	67.9 100.8 74.0	48	14.00 33.20 88.45	137	4.6	Freedman et al., 1984a	

Table 4. (Continued)

P. rubens - A. balsamea	"	Mature	5	CH WH FF	79.8 119.3 45.2	49	15.59 39.74 48.36	155	2.0	"	
P. rubens - A. balsamea	"	Mature	4	CH WH FF	189.0 243.4 83.0	29	35.21 70.66 Data not given	101	-	"	
P. rubens - A. balsamea	"	Mature	5	CH WH FF	93.1 144.1 58.0	55	19.12 49.96 Data not given	161	-	"	
Picea mariana	"	Pole 75 yr	5	CH WH FF	73.4 112.7 60.1	54	17.17 38.33 61.3	123	2.9	Freedman et al., 1986	
Picea glauca	"	Mature 50 yr	3	CH WH FF	104.1 143.0 31.6	37	18.44 42.00 42.9	128	1.8	"	
Picea rubens - Abies balsamea	"	Mature 100 yr	5	CH WH FF	167.1 223.7 93.9	34	32.21 69.76 75.7	117	2.0	"	
Picea rubens - A. balsamea	"	All-aged plot	5	CH WH FF	105.2 152.5 -	45	19.77 40.26 76.6	104	3.7	"	Whole-tree harvested plot
NEW BRUNSWICK DATA											
Picea mariana	N.B.	Mature	Good	CH WH FF	90.8 140.4 71.0	55	15.95 49.26	209	2.3	Mahendrappa et al., 1987	
"	"	"	Med.	CH WH FF	76.3 132.9 134.0	74	14.15 46.49	229	4.7	"	
"	"	"	Poor	CH WH FF	12.0 24.3 63.0	103	2.23 8.54	283	5.7	"	
Pinus banksiana	"	"	Good	CH WH FF	130.0 169.0 49.0	30	10.82 31.16	188	1.7	"	

Table 4. (Continued)

Abies balsamea	"	"	Good	CH	95.5	55	19.39	230	1.8	"
				WH	148.1		63.93			
				FF	61.0					
Populus tremuloides	"	"	Good	CH	167.0	33	49.80	121	1.2	"
				WH	222.0		110.00			
				FF	35.0					
Betula papyrifera	"	"	Good	CH	49.0	74	9.57	203	2.0	"
				WH	85.0		29.00			
				FF	37.0					

In all site classes, the forest floor had a larger amount of bases than that contained in above-ground biomass. The magnitude of this ratio increased with a decrease in site quality. A comparison of the sites with respect to the amount of bases contained in the forest floor shows that the medium site had twice the amount of bases as that in the good site, which in turn had twice as much as that in the poor site.

Figure 3 also shows that the additional loss of bases which would result from whole-tree harvesting, compared to conventional harvesting, was similar for the good and medium site classes. The poor site, which was very impoverished in base cations, had the highest potential loss of base cations that would be removed via whole-tree harvesting. The same conclusion was reached by examining the proportional increases in base cations removed by intensive harvesting compared to conventional harvesting (Table 4).

Species effects on potential acidification

Both the New Brunswick and Nova Scotia studies show that, unlike stand organic matter, the forest floor contains more bases than the above-ground biomass components (Table 4). The proportional increase in base cation losses resulting from intensive harvesting ranged from 82-283%, the lower figure being much higher than that obtained in the general literature survey (9%). There is a striking similarity between the clear-cut red spruce-balsam fir stand from Nova Scotia and the mature balsam fir stand from New Brunswick, especially in terms of stand base cation distribution and the increased base cation losses from intensive harvesting.

Results from the New Brunswick study are further summarized in Figure 3b which shows large differences between species with respect to the amount of bases contained in the above-ground tree components. The amount of bases contained in the forest floor also showed species effects.

Forest floor base content as an indicator of potential acidity

The ratios of bases in the forest floor to the additional bases removed by whole-tree harvesting over conventional harvesting are shown in Table 4. The ratios indicate that potential acidification would decrease with increasing site class for black spruce. Based on the data of a mature red spruce-balsam fir stand from Nova Scotia, it seems that this ratio remains virtually constant for a given species growing on the same site quality, even if base distribution between the forest floor and above-ground biomass differ.

Further examination of Table 4 shows that, in general, this ratio tended to be higher for conifers than for hardwoods. The mature sugar maple stand on site class 4 (Nova Scotia) had the lowest ratio and red spruce stands, on average, had the highest ratios.

Thus, the extent of potential acidification resulting from intensive harvesting appeared to be species-dependent.

DISCUSSION

The proportional gain in biomass from intensive harvesting ranged from 55-102% and 29-74% for site classes and species comparisons, respectively. The corresponding loss in bases varied from 209-283% and 82-283% for site classes and species, respectively. Thus, for the gain in biomass recovery, a high price is paid in base losses from the site. The study by Nykvist and Rosen (1985), among others, shows the immediate danger to site fertility of practising intensive harvesting.

Most of the stands considered in this study were growing on acidic podzols. Other soil limitations which might be enccuntered at different sites in the region may include poor to imperfect drainage, thick organic horizons over shallow mineral soils, thin dry soils, and coarse textured dry soils. It seems likely, based on the characteristics of the soils on which these stands are located, that the soils fall within the Al buffer range (Ulrich 1986; Meiwes *et al.* 1986). Under such conditions, these stands are assumed to be mostly acidifying with a tendency to accumulate more cations than anions.

In conditions approaching steady state, part of this acidity is neutralized as a result of base leaching from the canopy, returned litter, and decomposing forest floor. Also cation exchange mechanisms within the forest floor and the top soil, and dissolution of inorganic Al compounds, contribute to acid neutralization. Since most of the bases in above-ground biomass are in tree crowns, conventional harvesting also returns most of these bases to the forest floor, thus neutralizing the acidity. Intensive

harvesting removes base-rich crown components and can be considered to represent an irreversible proton addition to the soil (Ulrich 1983). This may prove serious, especially on poor acidic soils with a thick recalcitrant forest floor. On such soils, the addition of base-rich logging slash could accelerate the decomposition of recalcitrant forest floor and hence release the immobilized cations for the next crop.

As expected, this study has shown that stand base capital is higher on good sites than on poor ones. However, on the poor site, most of the site bases were in the forest floor. Based on the potential acidification ratio, site acidification resulting from intensive harvesting was higher on the poor site than on the good one. Furthermore, the potential acidification ratio tended to be higher for conifers than for hardwood stands. These results seem to suggest that potential acidification arising from intensive harvesting of the natural stands is species-dependent and, for a given species, the effect decreases with increasing site class.

Intensive harvesting, by accelerating forest floor decomposition, actually lowers the buffering capacity of the stand. Although some bases are released during the increased mineralization (Snyder and Harter 1985), more protons and organic and inorganic anions are also released, leading to further leaching and acidification. Snyder and Harter (1985) also noted that both base cations and organic matter were translocated to the mineral horizon following clear-cutting.

James and Riha (1986) reported that the organic horizons from some forest stands retained a constant proportion of H^+ (67-96%). The organic horizon had high buffer capacities which were an order of magnitude higher than those of the mineral soil horizons. These results further emphasize the importance of the organic horizons relative to the mineral soils regarding buffering against acid stresses.

Krug and Isaacson (1984) have reported that, in acid soils similar to the ones supporting the stands reported here, neutralization of excess protons occurred through replacement of bases from exchange sites and through the dissolution of organic matter and Al compounds. These processes lead to the leaching of bases and increased levels of labile Al. If these results are applied to this study, they seem to indicate that intensive harvesting of forest stands on fragile sites with poor soils (Krause *et al.* 1978) will lead to decreased acid neutralizing capacity.

It has been observed in this region that conifer and hardwood stands neutralize 20-40% and up to 80%, respectively, of the H^+ input from the atmosphere (Mahendrappa 1983). Moreover, in a recent study it was shown that the ability of the forest floor to neutralize external acid input was species-dependent (Mahendrappa 1986b) and presumably site-specific. Thus, enhanced potential acidification due to removal of bases resulting from intensive harvesting of forest stands must be viewed in the broader context of increased H^+ input from the atmosphere and other sources.

The results of this study and those of Weetman and Webber (1972), Morrison (1980) and Foster and Morrison (1982), seem to indicate that the indiscriminate practice of intensive harvesting of natural stands on poor soils could lead to site degradation resulting from increased soil acidification. The increased removal of base cations and Al mobilization may adversely affect the long-term stability and productivity of these sites. This effect will likely be particularly aggravated by increased acid input from the atmosphere.

In the present study, potential acidification effects were based on harvesting after a single rotation. It is very unlikely that in most sites, large acidification effects from intensive harvesting will be manifested after only one rotation. The effect of varying rotation lengths has also not been addressed. Furthermore, acidification resulting from intensive harvesting has to be viewed in the context of total site acidification from different sources (Van Breeman *et al.* 1984; Ulrich 1986). In order to examine single and cumulative effects of several factors and possible interactions on potential acidification, computer simulation models can play an important role (Kimmins 1985). For this reason, and as a way of synthesizing available information, we are currently compiling data to enable implementation of FORCYTE 11. However, in order to incorporate the potential acidification effects caused by intensive harvesting, a soil compartment model similar or associated with those developed to simulate the effect of atmospheric acid input (Arp 1983; Bloom and Grigal 1985; Kauppi *et al.* 1986) must be developed and incorporated into the ecosystem models.

This report has mainly stressed the effects of whole tree-harvesting on productivity at the stand level. It has emphasized changes in soil fertility (nutrients, moisture, biological, air, temperature, and mineral conditions) and the predominant role played by soil organic matter in nutrient conservation. At the regional level, however, other determinant factors of land productivity (Buringh, 1987) such as climate (van Groenewoud 1984), vegetation (Loucks 1962), time or succession (MacLean and Wein 1978), topography, major bedrock formations and lithological-mineral composition of the soil parent materials (van Groenewoud and Ruitenberg 1982), must be taken into account. Thus, decisions regarding whole-tree harvesting at a regional level in New Brunswick must be compatible with the evolving forest site classification system for New Brunswick (van Groenewoud and Ruitenberg 1982).

CONCLUSIONS

The conclusions of this study may be summarized as follows:

1. Potential acidification increases with intensive harvesting of forest biomass.
2. Poor sites are more susceptible to the acidification resulting from intensive biomass harvesting.
3. The degree of estimated acidification of sites is dependent on major tree species in a given stand.
4. There is a need to use computer simulation models to predict future trends in site productivity due to potential acidification of sites including that resulting from intensive harvesting.

ACKNOWLEDGMENTS

I wish to register my sincere thanks to Forestry Canada - Maritimes for offering me a post-doctoral fellowship to complete this work. Many thanks are due to Dr. Mahendrappa, the Scientific Authority and G.D. van Raalte, ENFOR coordinator (Forestry Canada - Maritimes) for their constructive criticism and suggestions. Many thanks are also due to D.G.O. Kingston for his tireless and generous assistance throughout the preparation of this report. Finally, I wish to thank Mr. E. Wang of NBEFRC, and Dr. E. Fasehun (Lecturer, University of Ibadan, Nigeria) for reviewing an earlier draft of this report. A final review by Dr. H. van Groenewoud of Forestry Canada and Mr. E. Wang greatly improved the text.

REFERENCES

Aber, J.D., Melilo, J.M., and Federer, C.A. 1982. Predicting the effects of rotation length, harvest intensity and fertilization of fiber yield from northern hardwood forests in New England. For. Sci. 28: 31-45.

Anderson, M. 1986. The impact of whole-tree harvesting in British forests. Quart. J. For. LXXIX: 33-39.

Arp, P.A. 1983. Modeling the effect of acid precipitation on soil leachates: a simple approach. Ecol. Model. 19: 105-117.

Baker, J.B., and Blackmon, B.G. 1977. Biomass and nutrient accumulation in a cottonwood plantation - the first growing season. Soil Sci. Soc. Am. J. 41: 632-636.

Baker, T.G., and Attiwill, P. 1985. Above-ground nutrient distribution and cycling in *Pinus radiata* D. Don and *Eucalyptus obliqua* L'Hariet. forests in Southeastern Australia. For. Ecol. Manage. 13: 41-52.

Bloom, P.R., and Grigal, D.F. 1985. Modeling soil response to acidic deposition in nonsulfate adsorbing soils. J. Environ. Qual. 14:489-495.

Bockheim, J.G., Lee, S.W., and Leide, J.E. 1983. Distribution and cycling of elements in a *Pinus resinosa* ecosystem, Wisconsin. Can. J. For. Res. 13: 609-619.

Bormann, F.H., Likens, G.E., Fisher, D.W., and Pierce, R.S. 1968. Nutrient losses accelerated by clear-cutting a forest ecosystem. Science 159: 882-884.

Boyle, J.R. 1976. A system for evaluating potential impacts of whole-tree harvesting on site quality. Tappi. 59: 79-81.

Boyle, J.R., and Ek, A.R. 1972. An evaluation of some effects of bole and branch pulpwood harvesting on site macronutrients. Can. J. For. Res. 2: 407-412.

Boyle, J.R., Phillips, J.J., and Ek, A.R. 1973. "Whole-tree harvesting": Nutrient budget evaluation. J. For. 71: 760-762.

Buringh, P. 1987. Bioproductivity and land potential. Pp. 27-46 *In* D.O. Hall, and R.P. Overend (eds.) Biomass: Regenerable Energy, John Wiley & Sons.

Chappin F.S. III, Vitousek, P.M., and Van Cleve, K. 1986. The nature of nutrient limitation in plant communities. Am. Nat. 127: 48-58.

Cole, D.W., and Rapp, M. 1981. Elemental cycling in forest ecosystems. Pp. 341-409 *In* D.E. Reichle (ed.) Dynamic properties of forest ecosystems. Cambridge University Press.

Duvigneaud, P., and Denaeyer-de Smet, S. 1967. Biomass, productivity, and mineral cycling in deciduous forests in Belgium. *In* Symp. on Primary Productivity and Mineral Cycling in Natural Ecosystems, E.D. Young, editor, Univ. of Maine, Orono pp. 167-186.

Edwards, N.T., and Ross-Todd, B.M. 1983. Soil carbon dynamics in a mixed deciduous forest following clearcutting with and without residual removal. Soil Sci. Soc. Am. J. 47: 1014-1021.

Entry, J.A., Stark, N.M., and Lowenstein, H. 1986. Effect of timber harvesting on microbial biomass fluxes in Northen Rocky Mountain forest. Can. J. For Res. 16: 1076-1081.

Fornes, R.H., Berglund, J.V., and Leaf, A.L. 1970. A comparison of the growth and nutrition of *Picea abies* (L) Karst. and *Pinus resinosa* Ait. on a K-deficient site subjected to K fertilization. Plant Soil 33: 345-360.

Foster, N.W., and Morrison, I.K. 1982. Nutrient cycling with respect to whole-tree harvesting in natural stands. Pp. 60-65 *In* FPRS (ed.) The sixth international FPRS industrial wood energy forum '82.

Freedman, B. 1981. Intensive forest harvest: a review of nutrient budget considerations. Can. For. Serv., Marit. For. Res. Cent., Inf. Rep. M-X-121.

Freedman, B., Prager, U., Duinker, P., Morash, R., Hanson. A.J., and Ogden, J.D. 1984. Effects of harvesting biomass for energy on nutrient status and long-term productivity of selected forest sites in Nova Scotia. Report submitted to Maritimes For. Res. Center under Contract No. OSC79-00086, ENFOR Program.

Freedman, B., Duinker, P.N., and Morash, R. 1986. Biomass and nutrients in Nova Scotian forests, and implications of intensive harvesting for future site productivity. For. Ecol. Manage. 15: 103-127.

Fuller, R.D., Driscoll, C.T., Lawrence, G.B., and Nodvin, S.C. 1987. Processes regulating sulphate flux after whole-tree harvesting. Nature 325: 707-710.

Hornbeck, J.W., and Kropelin, W. 1982. Nutrient removal and leaching from a whole-tree harvest of northern hardwoods. J. Environ. Qual. 11:309-316.

James, B.R., and Riha, S.J. 1986. pH buffering in forest soil organic horizons: Relevance to acid precipitation. J. Environ. Qual. 15: 229-234.

Johnson, J.E., Smith, D. Wm., and Burger, J. 1985. Effects on the forest floor of whole-tree harvesting in an Appalachian oak forest. Amer. Midl. Nat. 114: 51-61.

Johnson, D.W, Kelly, J.M., Swank, W.T., Cole, D.W., Van Miegroet, H., Hornbeck, J.W., Pierce, R.S., and Van Lear, D.H. 1988. The effects of leaching and whole-tree harvesting on cation budgets of several forests. J. Environ. Qual. 17: 418-424.

Kauppi, P., Kamari, J., Posch, M., Kauppi, L., and Matzner, E. 1986. Acidification of forest soils: model development and application for analyzing impacts of acid Jeposition in Europe. Ecol. Modell. 33: 231-253.

Ker, M.F. 1980a. Tree biomass equations for ten major species in Cumberland County, Nova Scotia. Can. For. Serv., Marit. For. Res. Cent. Inf. Rep. M-X-108.

Ker, M. F. 1980b. Tree biomass equations for seven species in southwestern New Brunswick. Can. For. Serv., Marit. For. Res. Cent., Inf. Rep. M-X-114.

Ker, M.F. 1984. Biomass equations for seven major Maritimes tree species. Can. For. Serv., Marit. For. Res. Cent., Inf. Rep. M-X-148.

Ker, M.F., and van Raalte, G.D. 1981. Tree biomass equations for *Abies balsamea* and *Picea glauca* in northwestern New Brunswick. Can. J. For. Res. 11: 13-17.

Kimmins, J.P. 1977. Evaluation of the consequences for future tree productivity of the loss of nutrients in whole-tree harvesting. For. Ecol. Mgmt. 1: 169-183.

Kimmins, J.P. 1985. Future shock in forest yield forecasting: implications for forest management. For. Chron. 50: 27-31.

Kimmins, J.P., and Scouller, K.A. 1979. FORCYTE: a computer simulation approach to evaluating the effect of whole-tree harvesting on nutrient budget in northwest forests. Pp. 266-273 *In* Proceedings of the Forest Fertilization Conference. Union, Washington.

Kimmins, J.P., and Scouller, K.A. 1986. FORCYTE-11. A user's manual. Volume 1: introduction to the input files, programs, output files, and use of FORCYTE-11. (Second approximation.) Contract Report to Canadian Forestry Service, Ottawa.

Kimmins, J.P., Binkley, D., Chatarpaul, L., and de Cantanzaro, J. 1985. Biogeochemistry of temperate forest ecosystems: literature on inventories and dynamics of biomass and nutrients. Can. For. Serv. Inf. Rep. P1-X-47 E/F.

Krause, H.H. 1982. Effect of forest management practices on water quality - A review of Canadian studies. Pp. 15-29 *In* Associate Committee on Hydrology (ed.) Proc. Can. Hydrol. Symp. 14-15 June 1982, Fredericton, N.B.

Krause, H.H., Weetman, G.F., and Arp, P.A. 1978. Nutrient cycling in the Boreal forest ecosystem. Pp. .287-319 *In* C.T. Youngberg (ed.) Forest Soils and Land Use. Proc. Fifth North Am. For. Soils Conf., Colorado State Univ., Ft. Collins, Colorado, Aug. 1978.

Krause, H.H., Weetman, G.F. Koller, E., and Veilleux, J.M. 1982. Interprovincial forest fertilization program. Results of five-year growth measurements. Dep. Environ., Can. For. Serv., Ottawa, Ont., Inf. Rep. DCP-X12.

Krug, E.C., and Frink, C.F. 1983. Acid rain on acid soils. A new perspective. Science 221: 520-525.

Krug, E.C., and Isaacson, P.J. 1984. Comparison of water and and dilute acid treatment on organic and inorganic chemistry of leachate from organic-rich horizons of an acid forest soil. Soil Sci. 137: 370-378.

Leaf, A.L. 1979. Impact of intensive harvesting on forest nutrient cycling. Proceedings of a symposium held at the SUNY, Coll. Environ. Sci. For., Syracuse, New York.

Li, C.S., Bockheim, J.G., Leide, J.E., and Wentz, D.A. 1988. Potential for buffering of acid precipitation by mineral weathering in a forested entisol. Soil. Sci. Soc. Am. J. 52: 1148-1154.

Loucks, O.L. 1962. A forest classification for the Maritime provinces. Proc. Nova Scot. Inst. Sci. 25: 1-169.

MacLean, D.A. and Wein, R.W. 1978. Litter production and forest floor nutrient dynamics in pine and hardwood stands of New Brunswick. Holoarct. Ecol. 1:1-15.

Mahendrappa, M.K. 1974. Chemical composition of stemflow from some eastern Canadian trees. Can. J. For. Res. 4: 1-7.

Mahendrappa, M.K. 1983. Chemical characteristics of precipitation and hydrogen input in throughfall and stemflow under some eastern Canadian forest stands. Can. J. For. Res. 13: 945-948.

Mahendrappa, M.K. 1986a. Abilities of organic horizons under some eastern Canadian forest stands to alter the acidity of rain water. Can. J. For. Res. 16: 18-22.

Mahendrappa, M.K. 1986b. Potential acidification of black spruce (*Picea mariana* (Mill.) B.S.P.) sites due to intensive harvesting. Pp. 165-171 *In* IEA Workshop "Predicting the consequences of Intensive Forest Harvesting on Long-Term Productivity", May, 24-31, 1986, Jadraas, Sweden.

Mahendrappa, M.K., and Kingston, D.G.O. 1980. Nutrient cycling studies at the Acadia Forest Experiment Station: Establishment and soil characteristics. Can. For. Serv., Marit. For. Res. Cent., Inf. Rep. M-X-113.

Mahendrappa. M.K., and Kingston, D.G.O. 1982. Prediction of throughfall quantities under different forest stands. Can. J. For. Res. 12: 474-481.

Mahendrappa, M.K., and Ogden, E.D. 1973. Effects of fertilization of black spruce stands on nitrogen contents of stemflow, throughfall, and litterfall. Can. J. For. Res. 3: 54-60.

Mahendrappa, M.K., and Salonius, P.O. 1982. Nutrient dynamics and growth response in a fertilized black spruce stand. Soil Sci. Soc. Am. J. 46: 127-133.

Mann, L.K., Johnson, D.W., West, D.C., Cole, D.W., Hornbeck, J.W., Martin, C.W., Riekerk, H., Smith, C.T., Swank, W.T., Tritton, L.M, and Van Lear, D.H. 1988. Effects of whole-tree and stem-only clearcutting on postharvest hydrological losses, nutrient capital and regrowth. For. Sci. 34: 412-428.

Martin, C.W. 1986. Biomass harvesting, site disturbance, and regeneration. Pp. 39-42 *In* Proc. 1986 Symp. on the productivity of northern forests following biomass harvesting, Univ. New Hampshire, Durham, NH., C.T. Smith, C.W. Wayne, L.M. Trinton (eds.) USDA For. Serv. NE-GTR-115.

Meiwes, K.J., Khanna, P.K., and Ulrich, B. 1986. Parameters for describing soil acidification and their relevance to the stability of forest ecosystems. For. Ecol. Mgmt. 15: 161-179.

Miller, H.G. 1981. Forest fertilization: some guiding concepts. Forestry 54: 157-167.

Miller, H.G., Miller, J.D, and Cooper, J.M. 1980. Biomass and nutrient accumulation at different growth rates in thinned plantations of Corsican pine. Forestry 53: 23-39.

Morrison, I.K. 1974. Mineral nutrition of conifers with special reference to nutrient status interpretation: a review of literature. Environ. Can., Can. For. Serv. Publication No. 1342.

Morrison, I.K. 1980. Full-tree harvesting: disadvantages from a forester's viewpoint. Pulp and Paper Canada 1980: 1-4.

NCASI. 1988. Rates of nutrient release by mineral weathering. NCASI Technical Bulletin No 52.

Nihligard, B. 1972. Plant biomass, primary production and distribution of chemical elements in a beech and a planted spruce forest in south Sweden. Oikos 23: 69-81.

Nihligard, B., and Lindgren, L. 1977. Plant biomass, primary production, and bioelements of three mature beech forests in South Sweden. Oikos 28: 95-104.

Nilsson, S.I. 1983. Effects on soil chemistry as a consequence of proton input (eds.) Effect of accumulation of air pollutants in forest ecosystems. Reidel Publishing Co.; London.

Nilsson, S.I., Miller, H.G., and Miller, J.D. 1982. Forest growth as a possible cause of soil and water acidification: an examination of the concepts. Oikos 39: 40-49.

Norton, S.A., and Young, H.E. 1976. Forest biomass utilization and nutrient budgets. pp. 56-73 *In* Oslo Biomass Studies. Coll. of Life Sci. and Agric., Univ. of Maine, Orono.

Nykvist, N., and Rosen, K. 1985. Effects of clear-cutting and slash removal on the acidity of northern coniferous soils. For. Ecol. Mgmt. 11:157-170.

Ovington, J.D. 1962. Quantitative ecology and the woodland ecosystem concept. Adv. Ecol. Res. 1: 103-192.

Ovington, J.D., and Madgwick, H.A.I. 1959. Distribution of organic matter and plant nutrient contents in a plantation of Scots pine. For. Sci. 5: 344-355.

Pastor, J., and Post, W.M. 1986. Influence of climate, soil moisture and succession on forest carbon and nitrogen cycles. Biogeochem. 2: 3-27.

Pehl, C.E., Tuttle, C.L., and Houser, J.N. 1984. Total biomass and nutrients of 25-year-old loblolly pines (*Pinus taeda* L.). For. Ecol. Mgmt. 9: 155-160.

Perala, D.A., and Alban, D.H. 1982. Biomass, nutrient distribution and litterfall in *Populus, Pinus* and *Picea* stands on two different soils in Minnesota. Plant Soil 64: 177-192.

Phillips, D.R., and Van Lear, D.H. 1984. Biomass removal and nutrient drain as affected by total-tree harvest in southern pine and hardwood stands. J. For. 82: 547-550.

Ribe, J.H. 1974. A review of short rotation forestry. Misc. Rep. 160. Coll. of Life Sci. and Agric. Experim. Stat. Univ. of Maine, Orono.

Richter, D.D. 1986. Sources of acidity in some forested Udults. Soil Sci. Soc. Am. J. 50: 1584-1589.

Safford, L.O., and Fillip, S.M. 1974. Biomass and nutrient content of a 4-year-old fertilized and unfertilized northern hardwood stand. Can. J. For. Res. 4: 549-554.

Silkworth, D.R., and Grigal, D.F. 1982. Determining and evaluating nutrient losses following whole-tree harvesting of aspen. Soil Sci. Soc. Am. J. 46: 626-631.

Smith, C.T. Jr. 1985. Literature review and approaches to studying the impacts of forest harvesting and residue management practices on forest nutrient cycles. Coll. of For. Resourc. Maine Agric. Exp. Stn. Misc. Rep. 305.

Smith, C.T. Jr., McCormack, M.L., Hornbeck, J.W., and Martin, C.W. 1986. Nutrient and biomass removal from a red spruce - balsam fir whole tree harvest. Can. J. For. Res. 16: 381-388.

Snyder, K.E., and Harter, R.D. 1985. Changes in solum chemistry following clear-cutting of northern hardwood. Soil Sci. Soc. Am. J. 49: 235-238.

Switzer, G.L., Nelson, L.E., and Smith, W.H. 1966. The characterization of dry matter accumulation by loblolly pine (*Pinus taeda* L.). Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 30: 114-119.

Tamm, C.O, and Carbonnier, C. 1961. Vaxtnaringen som skolig produktfactor. Skogs, ach Landbruks-akademiens Sammantrade tidskrift. 100: 95-124.

Tew, T.T., Morris, L.A., Allen, H.L., and Wells, C.G. 1986. Estimates of nutrient removals, displacement and loss resulting from harvest and site preparation of *Pinus taeda* plantation in the Piedmont of North Carolina. For. Ecol. Manage. 15: 257-267.

Ulrich, B. 1983. A concept of forest ecosystem stability and of acid deposition as a driving force for destabilization. Pp. 1-29 In B. Ulrich and J. Pankrath (eds.) Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems. D. Reidel Publishing Co.; London.

Ulrich, B. 1986. Natural and anthropogenic components of soil acidification. Z. Pflanzenernaehr. Bodenk. 149: 702-717.

van Breeman, N., Driscoll, C.T., and Mulder, J. 1984. Acid deposition and internal proton sources. Nature 307: 599-604.

Van Cleve, K., Barney, R., and Schlentner, R. 1981. Evidence of temperature control of production and nutrient cycling in two interior Alaska black spruce ecosystems. Can. J. For. Res. 11: 258-273.

Van Cleve, K., and Harrison, A.F. 1985. Bioassay of forest floor phosphorus supply for plant growth. Can. J. For. Res. 15: 156-162.

van Groenewoud, H. 1984. The climatic regions of New Brunswick: a multivariate analysis of meteorological data. Can. For. Res. 14: 389-394.

van Groenewoud, H., and Ruitenberg, A.A. 1982. A productivity oriented forest site classification for New Brunswick. Can. For. Serv., Marit. For. Res. Cent. Inf. Rep. M-X-136.

Weetman, G.F., and Webber, B. 1972. The influence of wood harvesting on the nutrient status of two spruce stands. Can. J. For Res. 2: 351-369.

Weetman, G.F., and Algar, D. 1983. Low site class black spruce and jack pine nutrient removals after full tree and tree length logging. Can. J. For. Res. 13: 1030-1037.

Wells, C.G., and Jorgensen, J.R. 1979. Effect of intensive harvesting on nutrient supply and sustained productivity. Pp. 212-230 *In* Proc. Impact of intensive harvesting on forest nutrient cycling. SUNY Coll. Environ. Sci. and For., Syracuse, N.Y.

Whittaker, R.H., Likens, G.E., Eaton, J.J., and Siccama, T.G. 1979. The Hubbard Brook ecosystem study. Nutrient cycling and element behaviour. Ecology 60: 203-220.

Wood, B.W., Wittwer, R.F., and Carpenter, S.B. 1977. Nutrient element accumulation and distribution in an intensively cultured American Sycamore plantation. Plant Soil 48: 417-433.

Wright, T.W., and Will, G.M. 1958. The nutrient content of Scots and Corsican pines growing on sand dunes. For. 31: 13-25.

EFFETS POSSIBLES DE LA RÉCOLTE INTENSIVE SUR LA PRODUCTIVITÉ À LONG TERME DES TERRES FORESTIÈRES

par

S.M. Maliondo

Service canadien des fôrets - Maritimes

Fredericton, Nouveau-Brunswick

Rapport de breffage M-X-171

Gouvernement du Canada

1988

Projet ENFOR P-337

Projet ayant reçu l'appui du Groupe interministériel de recherche et d'exploitation énergétiques (GRDE) du gouvernement fédéral.

Effets possibles de la récolte intensive sur
la productivité à long terme des terres forestières

TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION

EFFETS D'UNE RÉCOLTE INTENSIVE SUR LA FERTILITÉ DU SOL

Perte de matière organique

Pertes accrues de cations de base

Acidification possible

Méthodes d'évaluation des pertes de substances nutritives dues à une récolte par arbres entiers

Exemples dans la documentation de pertes de cations de base dues à une récolte intensive

LA SITUATION DANS LA RÉGION DES MARITIMES

Pertes de cations de base et acidification possible dues à une récolte intensive

PORTÉE DE L'ÉTUDE

MATÉRIAUX ET MÉTHODES

RÉSULTATS

Effets de la qualité stationnelle sur les matières organiques dans le peuplement

Effets des espèces sur les matières organiques dans le peuplement

Effets de la qualité stationnelle sur l'acidification possible du sol

Effets des espèces sur l'acidification possible du sol

Contenu en cations de base dans la couverture morte à titre d'indice de l'acidité possible

DISCUSSION

CONCLUSIONS

REMERCIEMENTS

BIBLIOGRAPHIE

INTRODUCTION

Le Canada et un grand nombre d'autres pays étudient la possibilité d'utiliser la biomasse forestière pour accroître les combustibles fossiles afin de satisfaire aux besoins nationaux en matière d'énergie. Le gouvernement fédéral a lancé le Programme de l'énergie forestière (ENFOR) afin d'effectuer des recherches et de mettre au point des techniques visant à augmenter la contribution de la biomasse forestière de façon à accroître nos ressources en énergie non renouvelables.

Une manière de grossir la récolte de produits forestiers serait d'adopter des techniques sylvicoles visant à éliminer les obstacles à la croissance de nature environnementale (substances nutritives, humidité, lumière, température, air) et biologique (concurrence entre les espèces). Toutefois, dans les endroits où l'on trouve surtout de vieux peuplements, il peut ne pas être financièrement possible d'utiliser des techniques sylvicoles intensives sur une échelle qui permettrait de grossir considérablement les récoltes. Cela semble particulièrement vrai dans les provinces maritimes du Canada, où une grande proportion des vieilles fôrets actuelles sont composées de peuplements médiocres qui se reproduisent naturellement. Dans de telles conditions, il serait probablement plus rentable d'augmenter le rendement des forêts en ayant recours à la récolte intensive. Le principal objectif de la récolte par arbres entiers consiste à accroître le rendement des peuplements forestiers en augmentant la récupération de la plupart des parties de l'arbre au-dessus du sol. Dans ce rapport les expressions récolte intensive et récolte par arbres entiers seront utilisées comme synonymes.

Deux méthodes de récolte intensive sont populaires en Amérique du Nord. Dans la première, toute la biomasse aérienne des plantes ligneuses d'un diamètre à hauteur de poitrine est récoltée de la zone de coupe et transportée à l'usine aux fins de transformation ultérieure. Cela peut inclure la transformation pour la production d'énergie à partir de la biomasse (Hornbeck et Kropelin 1982).

Dans la deuxième méthode, toutes les parties au-dessus du sol sont récoltées et ensuite transportées à un premier dépôt transitoire où les tiges sont ébranchées et celles ayant plus qu'un certain diamètre minimum au fin bout sont soit transformées sur place ou transportées à l'usine aux fins de transformation ultérieure. Les parties de la cime non utilisées sont jetées au premier dépôt transitoire (Smith 1985). Les deux méthodes résultent en l'enlèvement d'une plus grande biomasse de la zone de coupe que dans la méthode de coupe traditionnelle où seul le fût de taille marchande était récolté.

Même si la récolte intensive fournit une biomasse additionnelle qui ne serait pas récoltée au moyen de la méthode de coupe traditionnelle, certaines personnes se préoccupent du fait que cette methode peut entraîner la dégradation du site (Weetman et Webber 1972; Wells et Jorgensen 1979). Trois facteurs de diminution possible de la productivité du site résultant de la récolte intensive incluent : des pertes de matière organique dans le sol (Anderson 1986; Edwards et Ross-Todd 1983); un enlèvement accru des cations de base et autres substances nutritives des parties de la cime récoltées (Boyle et autres, 1973); et une acidification du sol (Ulrich 1983). On remarque d'autres effets nuisibles de la récolte intensive, notamment : un lessivage accru

des substances nutritives, le compactage du sol par les engins forestiers, l'exposition du sol minéral et l'érosion (Martin 1986) ainsi qu'un déplacement des populations de micro-organismes décomposeurs (Entry et autres, 1986).

Ce rapport vise deux objectifs. Le premier consiste à passer en revue les documents publiés sur les effets possibles d'une récolte intensive par rapport à la diminution de la fertilité du sol résultant d'une perte de matière organique et de cations de base ainsi que les effets d'une acidification possible. Le second objectif consiste à utiliser des données de la région des Maritimes afin d'étudier les pertes de cations de base et l'acidification possible du sol causées par une récolte intensive des peuplements naturels.

Effets d'une récolte intensive sur la fertilité du sol

Perte de matière organique

Il importe de prendre en considération les conséquences sur la fertilité du sol de la perte de matière organique résultant de la récolte par arbres entiers dans le contexte de la croissance des peuplements. Dans les forêts du Nord et de climat tempéré, le processus de développement de la couverture morte pendant les étapes de croissance du peuplement est assez bien connu (Switzer et autres, 1966; Miller 1981). En résumé, l'accumulation de la couverture morte augmente rapidement dans les jeunes peuplements pendant la période entre la fermeture du couvert et l'accumulation maximum du feuillage et ralentit ensuite jusqu'à un état stable "apparent". Dans cet état stable, le taux auquel la couverture morte passe d'une forme à l'autre (par exemple la matière organique du sol en

lithium, fluor et hydrogène) est assez constant pour chaque étape. Par conséquent, on présume que le taux d'apport de rebuts équilibre le taux de décomposition de la couverture morte qui, à son tour, équilibrerait le taux d'accroissement de la matière organique dans le sol. Tout dérangement important du couvert du peuplement, comme l'éclaircissement ou la coupe à blanc, détruit cet équilibre.

Les changements dans la couverture morte et la matière organique du sol résultant de la récolte du peuplement consistent principalement en une augmentation du rayonnement solaire et de l'humidité qui atteignent la couverture morte après l'enlèvement du couvert, ce qui a pour effet d'accélérer le processus de décomposition. Avec la méthode traditionnelle, les parties de la cime laissées dans le site de coupe agissent comme un paillis protégeant la couverture morte et la matière organique du sol des effets désastreux de l'ouverture du couvert. Par contre, dans les sites où la récolte intensive est pratiquée et les parties de la cime enlevées, la couverture morte est exposée à une plus grande humidité et chaleur. Le résultat final se traduit par une augmentation du taux de décomposition de la couverture morte et de la matière organique du sol. L'importance de cette hausse varie aussi en fonction de divers facteurs comme la qualité des rebuts, y compris sa teneur en substances nutritives et en lignine, le PH et les décomposeurs prédominants.

Outre l'augmentation du taux de décomposition de la couverture morte, l'enlèvement important de biomasse résultant d'une récolte intensive influe également sur l'état de la matière organique dans le site en raison d'une réduction du montant de rémanents de coupe s'ajoutant à la couverture morte.

Johnson et autres (1985) ont signalé que vingt-huit mois après la récolte par arbres entiers, la couverture morte du bois franc s'élevait à 15,4 t/ha dans un site adjacent de forêt non récoltée en comparaison avec un chiffre de 10,4 t/ha dans la zone de coupe à blanc. En Écosse, Anderson (1986) a remarqué une perte de 15 cm de couverture morte dix-huit mois après une récolte intensive dans un lot. Cela représentait deux fois la perte de couverture morte dans un lot où l'on avait pratiqué la méthode de coupe traditionnelle.

La décomposition plus rapide de la couverture morte dans les peuplements faisant l'objet d'une récolte intensive entraînera, à long terme, une diminution de l'accumulation de matière organique dans le sol, car la décomposition de la matière organique sera aussi augmentée. Parce que la matière organique, à son tour, influe sur les propriétés de retention d'eau et de cations dans une zone donnée, deux élément importants pour la productivité d'un site, la réduction de la matière organique du sol peut aussi résulter en une productivité inférieure du site[1].

D'autre part, dans certains peuplements, on a associé l'accumulation d'une épaisse couverture morte à une basse productivité du site, principalement en raison d'une lente minéralisation des substances nutritives (Chapin et autres, 1986; Van Cleve et Harrison 1985). Cela est causé par une lente décomposition

---

[1] La productivité du site se définit par la capacité de la terre à produire des produits biologiques primaires exprimés en poids sec ou carbonne à l'hectare par année. En foresterie, on parle à cet égard de la qualité stationnelle qui est souvent mesurée au moyen d'un indice de station.

d'une couverture morte récalcitrante en raison de la qualité médiocre des rebuts, d'un mauvais drainage ou des deux. Si les rémanents de la coupe sont laissés sur le site, comme dans le cas de la méthode de coupe traditionnelle, il se peut que la décomposition de la couverture morte en-dessous soit accélérée. Cette accélération est en partie due au fait que les rémanents d'une coupe récente sont riches en carbonne et sustances nutritives facilement disponibles dont les micro-organismes ont besoin pour décomposer les rebuts. Si on enlève les rémanents de coupe pendant la récolte intensive, il se peut que la période avant le début de la décomposition des rebuts soit prolongée et cela peut influer sur le taux de restauration de la couverture végétale dans un site. Par conséquent, dans chacun des cas susmentionnés, les avantages pour la productivité à long terme d'un site de laisser les parties de la cime dans la zone de coupe, comme on le fait avec la méthode traditionnelle, sont manifestes.

Pertes accrues de cations de base

En même temps qu'elle change la matière organique, la récolte intensive entraîne l'enlèvement d'une plus grande quantité de cations de la zone de coupe que ne le ferait la méthode traditionnelle. Dans la méthode traditionnelle, les parties de la cime laissées sur le site, une fois décomposées, fournissent des cations de base au site, ce qui contribue à conserver la productivité du site. Par contre, la récolte intensive prive le site de cette source possible de cations de base. L'importance de la perte accrue de cations de base varie en fonction de l'âge du peuplement, des espèces et de la qualité stationnele qui se traduit par l'état de la fertilité du sol.

L'âge du peuplement au moment de la récolte influe de deux façons sur la quantité de cations de bases enlevée. D'abord, les jeunes peuplements, par opposition aux peuplements plus vieux, contiennent une plus grande concentration de cations de base. Donc, quelle que soit la méthode de coupe employée, la quantité de cations de base enlevée par rapport à la biomasse sera plus élevée chez les jeunes peuplements que les vieux. Ensuite, étant donné que les parties de la cime dans les jeunes peuplements comprennent une plus grande proportion de la biomasse du peuplement et des cations de base que dans les vieux peuplements, la récolte intensive de jeunes peuplements entraînera l'enlèvement proportionnel d'une plus grande quantité de cations de base. Par conséquent, pour des sites comparables, on peut s'attendre à des effets plus graves dans des jeunes peuplements sur la productivité du site en raison d'une augmentation des pertes de cations de base imputables à une récolte intensive.

Il existe des différences, bien connues en foresterie, entre les diverses espèces pour ce qui est de l'accumulation de substances nutritives (Morrison 1974). En général, les espèces de bois franc renferment dans leurs tissus (surtout le feuillage) une plus forte concentration de substances nutritives que les conifères et, ainsi, il faut s'attendre à de plus grandes pertes d'éléments comme le potassium, le calcium et le magnésium par une récolte intensive chez les peuplements de bois francs que ceux de bois résineux si la coupe a lieu en été. Toutefois, il existe des exceptions à cette règle générale. Par exemple, Perala et Alban (1982) ont signalé que la teneur en calcium au-dessus du sol de l'épinette blanche était beaucoup plus élevée que celle de peuplements de conifères adjacents et presque aussi élevée que celle des peuplements de tremble.

Il est plus difficile de généraliser en ce qui concerne les effets de la qualité stationnelle (productivité) sur l'augmentation des pertes dues à une récolte intensive. En termes simples, on présume que les peuplements mûrs avec un couvert fermé voient la plupart de leurs besoins nutritifs satisfaits par la couverture morte et le recyclage interne (Miller 1981). Immédiatement après la coupe à blanc et avant la fermeture du couvert du peuplement, la principale source de substances nutritives est le sol minéral et la couverture morte laissée par les peuplements antérieurs. Sur de bons sites avec un sol fertile, l'enlèvement des cations de base contenues dans les parties de la cime peut ne pas nuire à la productivité du site à long terme. Toutefois, sur des sites pauvres où les parties de la cime peuvent représenter une large part de la quantité globale de substances nutritives qu'ils contiennent, la récolte intensive peut nuire davantage à leur productivité du site à long terme.

D'autres pertes qui augmentent après une récolte intensive incluent les cations de base transportés par ruissellement. Bien que l'érosion puisse aussi s'aggraver après une récolte traditionnelle, la grande quantité de rémanents de coupe laissés sur le site atténuent de telles pertes. Par l'enlèvement d'une grande quantité de rémanents de coupe, la récolte intensive expose le sol à de plus grosses pertes de cations de base à la fois en solution et dans les sédiments en raison du ruissellement de surface. Toutefois, l'ampleur des pertes de cations de base dues à l'érosion varie en fonction de divers facteurs comme le degré de pente, la topographie, la texture du sol et la matière organique dans le sol.

Acidification possible

Il est essentiel de se rendre compte qu'il se produit une acidification interne du sol dans les peuplements forestiers (Nilsson et autres, 1982; Ulrich 1983; Krug et Frink 1983) en plus de celle imputable à des causes externes comme les facteurs atmosphériques. Dans les peuplements forestiers fermés, la contribution acide de l'atmosphère est en partie neutralisée par le couvert des peuplements. La coupe traditionnelle et intensive produisent toutes deux une ouverture du couvert, ce qui permet à une plus grande quantité d'acide d'atteindre la couverture morte. Toutefois, les parties de la cime riches en cations de base laissées sur le site dans la récolte traditionnelle aident à protéger le sol des effets de l'apport acidique de l'atmosphère. Il se peut donc que l'acidification soit plus prononcée dans les sites faisant l'objet d'une récolte intensive, car ils n'ont pas cette protection. Une moins bonne protection contre l'apport acidique de l'atmosphère et une baisse des cations en raison de l'enlèvement des parties de la cime peuvent toutes deux causer une diminution de la productivité future du site.

La décomposition plus rapide de la couverture morte et de la matière organique du sol imputable à la récolte intensive entraîne une plus forte production d'acide. En particulier, la décomposition de matière organique est suivie de l'oxydation microbienne des composés de sodium et d'azote qui produit des acides organiques et inorganiques. L'acidification du sol augmente aussi par suite du lessivage des cations associés aux anions NO_3 et SO_4. Une augmentation des activités des micro-organismes en soi peut accroître l'acidification au moyen de la production d'acides organiques. Une forte

acidité fera aussi augmenter la quantité d'aluminium et d'hydrogène instable dans la zone racinaire des plantes (Ulrich 1983; Fuller et autres, 1987).

L'acidification due à la croissance du peuplement (Nilsson et autres, 1982) et aux apports de l'atmosphère est probablement plus élevée chez les conifères que les espèces feuillues. Par conséquent, l'évaluation de l'acidification complémentaire due à la récolte intensive de peuplements adultes devrait tenir compte des différences selon les espèces.

Une acidification accrue par suite d'une récolte intensive entraîne plusieurs conséquences sur la fertilité du sol et, pour ainsi dire, sur la productivité à long terme du site. Parmi ces conséquences, on trouve un plus grand déplacement des cations comme le calcium, le magnésium, le potassium et le NH_4 des sites d'échange par les cations d'hydrogène et d'aluminium (Nykvist et Rosen 1985). Les cations ainsi déplacés seront plus vulnérables au lessivage par l'eau de filtration. Dans le contexte de la récolte intensive, Nykvist et Rosen (1985) ont prouvé que la saturation du sol en cations de base était réduite de 80 % sur les sites où les rémanents de coupe sont enlevés en comparaison avec ceux où ils y sont laissés. Aussi, afin de satisfaire aux besoins de neutralité de la charge, les cations plus nombreux dans la solution du sol doivent être équilibrés par des anions complémentaires comme le sulfate, le nitrate, le bicarbonate et les anions organiques. Par conséquent, à la fois les cations et les anions augmentent dans la solution du sol et deviennent plus instables. L'instabilité accrue et la quantité réduite de végétation en croissance qui autrement interceptrait le débit signifie que, à moins que les sols minéraux en question aient une grande capacité de retenir cet afflux

(Snyder et Harter 1985), les substances nutritives susmentionnées seront perdues par lessivage. Bormann et autres (1968) et Silkworth et Grigal (1982) ont signalé un plus grand lessivage des éléments nutritifs instables et mobiles comme le nitrate-N et le calcium en dehors de la zone racinaire. De plus, les activités accrues des ions d'aluminium et d'hydrogène dans la zone racinaire, en plus d'une basse teneur en cations de base, peut influer sur la regénération et sur la survie de quelques espèces forestières commerciales importantes (Ulrich 1983).

Méthodes d'évaluation des pertes de nutriments dues à la récolte intensive

Un grand nombre de chercheurs (Weetman et Webber1972; Kimmins 1977; Freedman 1981) se sont penchés sur la question des pertes de nutriments dues à différentes méthodes de coupe au Canada. Récemment, Kimmins et autres (1985) ont établi une bibliographie exhaustive des documents publiés à ce sujet et sur d'autres questions connexes. Voici les conclusions générales tirées de la plupart des documents susmentionnés : les sites varient en ce qui concerne leur vulnérabilité aux pertes de nutriments; seules des études à long terme permettent d'évaluer les conséquences; les répercussions possibles diffèrent pour chaque site selon la variété de la végétation, les sols et le climat à l'étude (Silworth et Grigal 1982).

Dans l'évaluation des conséquences de différentes méthodes de récolte sur les pertes de substances nutritives, Smith et autres (1986) ont mentionné trois principales façons de s'y prendre. La première fait appel à des comparaisons statiques des nutriments possibles du site par rapport à ceux enlevés selon

différentes méthodes de récolte. La quantité de nutriments que contient la végétation et celle qui peut être perdue selon une méthode de récolte donnée sont calculées et comparées avec celles qu'on trouve dans la couverture morte et le sol minéral. Des estimations de la quantité de nutriments dans la végétation sont obtenues comme produit de la biomasse des parties par leurs concentrations respectives en éléments. La biomasse d'un arbre est souvent calculée de façon approximative en utilisant les données sur la biomasse des parties (Ker et van Raalte 1981; Ker 1984). La quantité globale ou "disponible" (extractables ou transformables) d'éléments peut être utilisée pour les estimations de la quantité de nutriments dans la couverture morte et le sol minéral (Boyle et autres, 1973; Weetman et Webber 1972; Boyle 1976).

La deuxième approche complémente la première au moyen de la corrélation des estimations d'intrants et d'extrants avec les chiffres statiques. Les intrants d'éléments incluent ceux dans les eaux de précipitations recueillies à la fois dans les peuplements et dans des zones ouvertes. Ces eaux englobent les précipitations nettes au sol, le ruissellement sur écorce et le lessivage du couvert. D'autres raffinements consiste à diviser les dépôts secs et humides, la solution et les intrants solides (Mahendrappa et Ogden 1973; Mahendrappa 1974). D'autres intrants comprennent le dépôt de la litière et l'engrais. Habituellent, on ne tient pas compte des intrants de substances nutritives dus au débit d'eau latéral de pentes plus élevées, qui sont importants dans certains cas. Toutefois, à long terme, l'intrant le plus important pour la plupart des nutriments, sauf l'azote, est l'altération du roc et du sol minéral qui libère des nutriments solubles dans le sol. L'intrant d'azote par fixation biologique, soit symbiotique ou non symbiotique, peut aussi être important.

Pour un grand nombre de sites en Amérique du Nord (Johnson et autres, 1988), on ne sait pas encore jusqu'à quel point les minéraux dans le substrat géologique sont altérés et libèrent des nutriments pour compenser les pertes causées par la récolte ou l'apport acidique. Par conséquent, il serait indiqué de déployer des efforts afin d'établir ou de calculer approximativement les données sur les intrants par altération. Étant donnée que la composition chimique des minéraux dans les matériaux d'origine et dans le sol minéral influe considérablement sur la mesure dans laquelle l'altération peut fournir des cations de base de façon à compenser les pertes subies (Li et autres, 1988), il est nécessaire de caractériser la composition minérale du substrat géologique pour différents sites. Par exemple, il est connu que pour les minéraux rocheux primaires, la facilité d'altération se présente selon l'ordre de grandeurs suivant : olvines > pyroxènes > amphiboles > biotites > potassium - feldspath > muscovite > quartz; et calcium - plagioclase > sodium - plagioclase > potassium feldspath. Pour les minéraux secondaires formés, les minéraux argileux (chlorites, vermiculites, vermiculite - chlorites, smectites et kaolinites) sont plus riches en cations de base que les sesquoxydes (aluminium et oxydes de fer), zircon, grenat, tourmaline, ilménite et quartz. Les données sur la composition minérale de matériaux géologiques de chaque site peuvent ensuite être intégrées dans les données hydrologiques et les modèles de spécification chimique (Li et autres, 1988) en vue d'estimer les intrants produits par altération. Voici d'autres facteurs qui influent sur le taux de libération de nutriments par altération : température, lessivage et drainage interne du sol, pH du sol, potentiel de redox, effets biotiques, taille des particules et effets spécifiques de surface ainsi que la cinétique chimique, la topographie et les effets antropogéniques.

En ce qui concerne les extrants de nutriments, on considère aussi importantes les pertes dues au lessivage et à l'érosion (à la fois par le vent et par l'eau). Toutefois, les plus grosses pertes semblent être causées par la récolte. Dans la plupart des peuplements, les pertes dues au lessivage peuvent être compensées par les nutriments produits dans l'atmosphère et dans l'altération des roches, tel n'est plus le cas après la récolte par arbres entiers (Hornbeck et Kropelin 1982; Mann et autres, 1988). Par exemple, Mann et autres (1988) ont signalé que dans certains peuplements d'épinettes et de sapins du Maine, les pertes hydrologiques de calcium et de potassium sont supérieures à l'apport de ces éléments. Les deux sortes de récolte, c'est-à-dire par arbres entiers et de la tige seulement, augmentent les pertes hydrologiques d'azote, de phosphore, de potassium et de calcium immédiatement et jusqu'à trois ans après la récolte. Les cations de base perdus par lessivage dépassaient ceux enlevés au moment de la récolte par arbres entiers (Johnson et autres, 1988).

La troisième approche utilise la synthèse des données recueillies dans les deux premières approches susmentionnées en vue d'établir des modèles de simulation (Aber et autres, 1982; Kimmins et Scouller 1979, 1986) qui facilitent l'examen de différentes situations, y compris diverse intensités de récolte, afin de prévoir les changements possibles dans la productivité du site. On perfectionne continuellement cette approche au fur et à mesure que d'autres données empiriques deviennent disponibles. Par exemple, le modèle FORCYTE-11 (Kimmins et Scouller 1986) peut inclure plusieurs espèces et jusqu'à cinq éléments nutritifs par passage machine.

De telles méthodes ne portent pas explicitement sur tous les effets de la récolte intensive par rapport aux pertes de cations de base, c'est-à-dire le genre de données nécessaires pour évaluer les effets d'acidification possible. Ulrich (1983), Nilsson et autres (1982) et Richter (1986) ont essayé de quantifier ces effets en calculant le solde des cations obtenus lorsqu'on soustrait le total des anions du total des cations dans les parties de l'arbre. Mahendrappa (1986b) a souligné que, comme l'azote dans la plupart des cycles d'écosystèmes forestiers se présente sous la forme de NH_4, il y avait lieu d'apporter une autre modification afin de l'inclure dans les calculs sur l'enlèvement des cations de base par la récolte.

Exemples dans la documentation de pertes de cations de base dues à une récolte intensive

La documentation sur les études du cycle des éléments nutritifs en foresterie (Cole et Rapp 1981) déborde de données qu'on peut utiliser pour calculer les quantités de cations de base perdues selon différents degrés d'intensité de récolte. Le Tableau 1 préparé à partir de telles données résume les chiffres sur les gains de biomasse et pertes de cations de base résultant de l'adoption des méthodes de récolte intensive plutôt que les méthodes traditionnelles. Les calculs de cations de base incluent le NH_4+ (Mahendrappa 1986b). On a déterminé les quantités de pertes possibles de cations de base dans la récolte traditionnelle (RT) et dans la récolte intensive (RI) et les différences sont exprimées en pourcentage des cations de base perdus dans la récolte traditionnelle comme suit :

% augmentation de cations de base (ou de la biomasse) = ([RI-RT|/RT)*100....(1)

On peut considérer le pourcentage d'augmentation des cations de base enlevés comme un indice des effets sur les pertes de cations de base dues à l'adoption de méthodes de récolte intensive plutôt que des méthodes traditionnelles.

Comme prévu, les espèces présentent d'importantes variations dans les pertes de cations de base qui résultent d'une récolte intensive. Il existe une nette différence entre les peuplements de bois franc, qui ont un pourcentage moindre (19 à 217 %), et les conifères dont le pourcentage est plus élevé (67 à 585 %).

Les données fournies au Tableau 1 ne nous permettent pas de dégager des tendances bien définies concernant les effets de la qualité stationnelle sur les pertes de cations de base dues à une récolte intensive. Toutefois, en utilisant les résultats de l'étude de Fornes et autres (1970), qui portait sur des peuplements traités ou non traités au potassium, il est possible d'en tirer une approximation. On présume dans ce cas que l'apport de potassium a amélioré la qualité stationnelle. Les résultats sont différents et opposés pour les deux espèces étudiées. La perte en pourcentage est inférieure et réduite quelque peu par l'apport de potassium au peublement de Pinus resinosa Ait. (155 à 148 %) en comparaison avec un pourcentage de 406 à 585 % pour l'espèce Picea abies (L) Karst. Bien que cette comparaison soit limitée à seulement deux espèces, elle laisse entrevoir une corrélation possible entre la qualité stationnelle et les espèces. Il faudrait obtenir des donnés d'un plus grand choix de sites et d'espèces (>2) afin d'étudier cette tendance de plus près.

Étant donné que l'augmentation de cations de base enlevés par une récolte intensive est liée à une acidification accrue, on peut aussi considérer les données susmentionnées comme une mesure rudimentaire de cette possibilité. Toutefois, on a besoin d'un meilleur indice d'acidification possible par suite d'une récolte intensive. Cet indice devrait intégrer la perte accrue de cations de base dans les arbres récoltés et certaines autres caractéristiques qui sont liées à l'acidification du site. L'indice proposé est expliqué dans la prochaine section et illustré avec des données de la région des Maritimes.

La situation dans la région des Maritimes

Dans les provinces maritimes, la récolte par arbres entiers se pratique sur de grandes étendues de terres forestières. L'adoption de la méthode de récolte intensive des peuplements naturels dans cette région est imputable à une plus forte demande en énergie et matière fibreuse des arbres ainsi qu'à la mécanisation accrue des activités de récolte. De plus, il est possible de rationaliser les coûts de la coupe par une récolte plus intensive en raison de la faible qualité des peuplements actuels causée par la coupe d'écrémage pratiquée auparavant et de l'enlèvement des rémanents de coupe des peuplements attaqués par la tordeuse des bourgeons.

Bien que la récolte par arbres entiers soit répandue, on connaît mal les conséquences de cette méthode sur la productivité à long terme des terres forestières. Par exemple, on dispose de peu de données quantitatives dans les provinces maritimes sur les effets de la récolte intensive concernant la perte de nutriments. Dans le passé, les recherches visaient surtout l'élaboration de

la formule de calcul de la biomasse pour les principales essences forestières de la région (Ker 1980a, b, 1984; Ker et van Raalte 1981) aux fins d'utilisation dans les travaux sur l'inventaire de la biomasse. Il s'agit d'un travail important, car il précède et de fait peut simplifier l'inventaire des nutriments, surtout dans les parties de l'arbre. Toutefois, on constate un manque de données fiables sur la concentration des substances nutritives aux fins d'une estimation de la teneurs en nutriments des différents peuplements. De telles données sont nécessaires pour évaluer le coût en nutriments de l'adoption de différentes méthodes de récolte.

Des études locales antérieures, suivant le modèle de l'étude du partage des eaux du ruisseau Hubbard (Borman et autres, 1969), visaient surtout les effets de la méthode traditionnelle de coupe à blanc sur la composition chimique des cours d'eau. L'étude du partage des eaux de la Nashwaak par suite de la coupe à blanc incluait des études du cycle des éléments nutritifs dont Krause (1982) a fourni un résumé.

Une étude visant spécialement à recueillir des données pour l'évaluation des effets de différentes méthodes de récolte sur les substances nutritives des forêts de la Nouvelle-Écosse a été entamée en 1978. En se fondant sur les données extraites des documents publiés (Freedman 1981) et celles provenant des études sur le terrain, Freedman et autres (1984) ont évalué les effets de la récolte intensive par opposition à la méthode de coupe traditionnelle sur les pertes de nutriments. Ils ont utilisé à la fois une approche statique et celle des intrants/extrants. Leur principale conclusion était que la plupart des sites étudiés pouvaient supporter plusieurs rotations de > 50 ans de récolte

intensive sans baisses importantes de la productivité du site dues à des pertes de nutriments, sauf les pertes de calcium qu'ils ont jugées considérables. Même si l'on sait que l'azote et, à un degré moindre, le potassium, limitent la productivité des sites dans les peuplements non gérés de la région (Mahendrappa et Ogden 1973; Krause et autres, 1978, 1982), les auteurs de cette étude ont conclu que, malgré la récolte intensive, la perte de ces deux éléments ne nuirait pas gravement à la productivité du site à long terme. D'autres études sont requises afin de résoudre cette contradiction apparente. Aussi, parce que les effets de la récolte sur la productivité varient selon les sites étudiés, il faudrait procéder à des études d'un plus grand choix de sites de diverses qualités et essences.

Au cours des treize dernières années, le Service canadien des forêts aux Maritimes a recueilli une quantité importante de données sur la biomasse et les substances nutritives dans le cadre d'une grande gamme d'études sur le cycle des éléments nutritifs (MacLean et Wein 1978; Mahendrappa et Kingston 1980; Mahendrappa et Salonius 1982). On procède au traitement de ces données en vue d'évaluer les effets sur la productivité du site ainsi que l'acidification possible accrue en raison de la pollution de l'air et des méthodes de gestion (Mahendrappa et Kingston 1982).

Étant donné qu'on se préoccupe du fait que la récolte intensive, surtout sur des sols mal protégés, peut causer une acidification, il importe de faire une synthèse des données disponibles à cet égard. Il sera ensuite possible d'interpréter cette synthèse de données de façon à guider en conséquence le processus de décision sur la gestion des forêts.

Portée de l'étude

Cette section servira à illustrer, au moyen de deux études, le danger de l'acicification possible des sites par suite de la récolte intensive. La première étude a été menée au Nouveau-Brunswick et la seconde, au centre de la Nouvelle-Écosse. Les deux portaient sur des peuplements naturels et faisaient partie du Programme de l'énergie forestière (ENFOR Canada) visant à évaluer les répercussions de la récolte intensive sur la productivité des sites dans les Maritimes. Les effets de la qualité stationnelle et des espèces sur l'acidification possible des sites due à la récolte intensive seront étudiés.

MATÉRIAUX ET MÉTHODES

Les données du Nouveau-Brunswick proviennent d'une étude de plus grande envergure portant sur l'inventaire dans toute la province de vingt-cinq peuplements de huit importantes espèces commerciales, chaque espèce étant cultivée dans trois sites de qualité différente (Figure 1). Dans notre étude, on a utilisé les données pour sept peuplements (Tableau 2), y compris trois peuplements d'épinettes noires cultivés sur des sites de qualité première, moyenne et médiocre. Les classes des sites sont fondées sur l'indice stationnel à l'âge 50. On s'en sert en vue d'évaluer les effets de la qualité stationnelle sur l'acidification possible. Au moment de la rédaction de ce rapport, les données complètes relatives aux quatre autres espèces étaient seulement disponibles pour les sites de première qualité. Nous avons utilisé ces données avec celles sur le peuplement d'épinettes noires dans le site de première qualité pour déterminer les effets des espèces sur l'acidification possible.

Les données pour la Nouvelle-Écosse sont extraites du document de Fredman et autres (1984). Les caractéristiques des peuplements sont précisées dans le Tableau 3. La classification des sites est fondée sur le Système de classification de l'inventaire des terres du Canada. Dans ce système, les classes 3, 4, 5 et 6 correspondent respectivement à 8,1, 6,4, 4,5 et 2,4 m^3/ha/année. Nous nous sommes servi de ces données afin d'élargir l'interprétation des effets des espèces sur l'acidification possible du site.

Dans les deux études, les données sur la biomasse et les nutriments ont servi à calculer les quantités additionnelles de cations de base (potassium, calcium, magnésium et NH_4) perdus par suite d'une récolte intensive à comparer avec la méthode traditionnelle. Les quantités de cations de base exprimées comme des équivalents sont tirées de l'indice du potentiel de neutralisation de l'acidité produite sur le site ou provenant de sources externes (comme la pluie acide et les dépôts secs). La méthode de calcul est la même que celle utilisée pour le Tableau 1.

Étant donné que la teneur de la couverture morte en cations de base était fournie pour tous les peuplements, les quantités additionnelles perdues par suite de la récolte intensive ont été comparées avec celles contenues dans la couverture morte (CM). Les résultats ont servi d'autre indice d'acidification possible (AP). On a calculé les proportions comme suit :

$$AP = CM(B) / \{RI(B) - RT(B)\} \quad \ldots\ldots\ldots\ldots\ldots \quad (2)$$

Dans cette formule, CM(B) représente la quantité de cations de base dans la couverture morte, RI(B), la quantité dans un arbre entier et RT(B) la quantité dans les parties de l'arbre récoltées selon la méthode traditionnelle. On a présumé que l'ampleur de cette proportion indiquait le degré d'acidification possible due à la récolte intensive (Mahendrappa 1986a). Cette proportion est considérée un indice plus convenable que celui fondé uniquement sur les pertes de cations de base, étant donné qu'elle tient compte des quantités de cations de base dans la couverture morte que l'on considère très importantes pour la protection contre l'acidification.

RÉSULTATS

Effets de la qualité stationnelle sur les matières organiques dans le peuplement

Dans le contexte de ce rapport, les matières organiques dans le peuplement comprennent uniquement la biomasse des parties aériennes de l'arbre et la couverture morte de façon à exclure le tronc, les racines et les matières organiques dans les horizons de sol minéral.

La distribution des matières organiques dans trois peuplements d'épinettes noires qui poussent sur des sites de différentes classes au Nouveau-Brunswick variait en fonction de la qualité stationnelle (Figure 2). Comme on pouvait s'y attendre, la biomasse aérienne augmentait avec la qualité stationnelle, mais le gain proportionnel dans la biomasse imputable à la récolte intensive diminuait avec une qualité stationnelle plus élevée (Tableau 4).

Le poids de la couverture morte relativement à la biomasse des parties aériennes de l'arbre variait en fonction de la qualité stationnelle. Dans le site de qualité moyenne, la matière organique était distribuée également entre la couverture morte et les parties aériennes. La biomasse aérienne était deux fois plus élevée que le poids de la couverture morte dans le site de première qualité mais, dans le site de qualité médiocre, la couverture morte pesait trois fois plus que la biomasse aérienne. Ceci résulte en partie d'une mauvaise décomposition des rebuts dans le site de qualité médiocre.

Effets des espèces sur les matières organiques dans le peuplement

Un examen des données sur le Nouveau-Brunswick nous permet de constater que les peuplements adultes dans de bons sites présentent d'importantes variations selon les espèces en ce qui concerne la biomasse aérienne (Tableau 4). Le tremble a la plus grande biomasse et le bouleau blanc, la plus petite. Pour tous les peuplements forestiers, la couverture morte pesait moins que la biomasse aérienne. Dans un rapport préliminaire (Mahendrappa et autres, 1987, Figure B), on avait fixé à 13 et 16,9 t/ha la biomasse du peuplement de pin gris dans la RT et la RI alors que les chiffres exacts sont de 130 et 169 t/ha respectivement.

L'augmentation proportionnelle de la biomasse perdue dans la récolte intensive était la plus élevée pour le bouleau blanc et la moins élevée pour le pin gris (Tableau 4). Un fait intéressant à signaler est que, sauf pour le pin gris et, à un degré moindre, le bouleau blanc, les gains absolus de biomasse dans la récolte intensive étaient très semblables pour toutes les espèces.

Dans l'étude pour la Nouvelle-Écosse, les comparaisons entre les espèces se limitaient à l'origine, aux peuplements de taille marchande sur un site de classe 5 et par la suite, aux peuplements adultes sur un site de classe 4. Dans les premières comparaisons, les différences entre les espèces étaient marginales à la fois pour la biomasse aérienne, le poids de la couverture morte et les gains de biomasse dus à la récolte intensive. Dans la seconde série de comparaisons, la biomasse aérienne et le poids de la couverture varient d'une espèce à l'autre, mais il n'y avait pas de différences entre les espèces en ce qui concerne l'augmentation de la biomasse due à la récolte intensive.

Les deux études nous permettent donc de conclure que la biomasse était, dans la plupart des cas, trois fois plus élevée que la couverture morte et que le gain de biomasse dû à la récolte intensive était inférieur à 50 % dans la majorité des cas.

Effets de la qualité stationnelle sur l'acidification possible du sol

Comme on l'a déjà fait remarquer, les pertes accrues de cations de base dues à la récolte intensive peuvent entraîner une diminution des capacités de neutralisation de l'acide dans un site donné. L'étude sur le Nouveau-Brunswick démontre que la quantité de cations de base contenue dans les parties aériennes des arbres était à peu près la même pour les sites de qualité première et moyenne (Figure 3a). Par contre, la biomasse aérienne dans le site de qualité médiocre contenait seulement 18 % de la quantité de cations de base trouvée dans les meilleurs sites.

Dans toutes les classes de sites, la couverture morte renfermait une plus grande quantité de cations de base que la biomasse aérienne. L'importance de cette proportion augmentait dans les sites de qualité moindre. Une comparaison des sites par rapport à la quantité de cations de base dans la couverture morte nous a permis de constater qu'on trouvait deux fois plus de cations de base dans le site de qualité moyenne que dans le site de première qualité qui, à son tour, en contenait deux fois plus que le site de qualité médiocre.

La Figure 3a illustre aussi le fait que les pertes additionnelles de cations de base qu'entraînerait la récolte intensive, à comparer avec la récolte traditionnelle, étaient similaires pour les sites de qualité première et moyenne. Le site de qualité médiocre, très pauvre en cations de base, subirait les plus grandes pertes de cations de base par suite d'une récolte intensive. Nous en sommes arrivés à la même conclusion en étudiant les augmentations proportionnelles des pertes de cations de base résultant de la récolte intensive à comparer avec celles produites par la récolte traditionnelle (Tableau 4).

Effets des espèces sur l'acidification possible du sol

Les études sur le Nouveau-Brunswick et sur la Nouvelle-Écosse révèlent toutes deux que, contrairement à la matière organique dans le peuplement, la couverture morte contient une plus grande quantité de cations de base que les parties aériennes de l'arbre (Tableau 4). L'augmentation proportionnelle des pertes de cations de base dues à la récolte intensive variait entre 82 à 238 %, le plus bas pourcentage étant beaucoup plus élevé que ceux publiés dans la

documentation générale (9 %). Le peuplement d'épinettes rouges et de sapins baumiers coupé à blanc de la Nouvelle-Écosse présente d'étonnantes similarités avec le peuplement de sapins baumiers adultes du Nouveau-Brunswick, surtout pour la distribution des cations de base dans le peuplement et l'augmentation des pertes de cations de base dues à la récolte intensive.

Les résultats de l'étude du Nouveau-Brunswick résumés dans la Figure 3b révèlent d'importantes différences entre les espèces concernant la quantité de cations de base dans les parties aériennes de l'arbre. La quantité de cations de base dans la couverture morte semble aussi varier selon les espèces.

Contenu en cations de base dans la couverture morte à titre d'indice de l'acidité possible

Vous trouverez au Tableau 4, les proportions de cations de base dans la couverture morte ainsi que les cations de base additionnels perdus par suite de la récolte intensive à comparer avec la récolte traditionnelle. Les proportions démontrent que l'acidification possible diminuerait avec une meilleure qualité stationnelle pour l'épinette noire.

D'après les données relatives à un peuplement d'épinettes rouges et de sapins baumiers adultes en Nouvelle-Écosse, il semble que cette proportion demeure presque constante pour une espèce donnée poussant sur un site de même qualité, même si la distribution des cations de base entre la couverture morte et la biomasse aérienne diffère.

Un examen plus approfondi du Tableau 4 nous permet de constater que, en général, cette proportion tend à être plus élevée chez les conifères que le bois franc. Le peuplement d'érables à sucre adultes sur le site de classe 4 (Nouvelle-Écosse) avait la plus faible proportion et, en moyenne, l'épinette rouge enregistrait la plus forte proportion.

Par conséquent, le degré d'acidification possible résultant de la récolte intensive semble varier en fonction de l'espèce.

DISCUSSION

Le gain proportionnel de biomasse par suite d'une récolte intensive variait entre 55 à 102 % et 29 à 74 % respectivement dans les comparaisons entre classes de sites et entre les espèces. Les pertes correspondantes en cations de base variaient entre 209 à 283 % et 121 à 236 % selon les classes de sites et selon les espèces, respectivement. Par conséquent, pour le gain dans la récupération de la biomasse, le prix à payer en cations de base est très élevé. L'étude de Nykvist et Rosen (1985), entre autres, signale les dangers immédiats de la récolte intensive pour la fertilité du sol.

Les peuplements faisant l'objet de cette étude poussaient pour la plupart sur des podzols acidiques. Voici d'autres défauts du sol qu'on peut trouver dans les différents sites de la région : un drainage mauvais ou médiocre, des horizons organiques épais sur des sols minérals peu profonds, des sols secs minces et des sols secs de texture grossière. Il semble probable, en raison des caractéristiques des sols où se trouvent ces peuplements, que les sols se

classent dans la catégorie tampon pour l'aluminium (Ulrich 1986; Meiwes et autres, 1986). Dans de telles conditions, on présume que la plupart de ces peuplements s'acidifient et ont tendance à accumuler plus de cations que d'anions.

Dans des conditions approchant de l'état stable, une partie de cette acidité est neutralisée par suite du lessivage des cations de base sur le couvert, des rebuts retournés et de la décomposition de la couverture morte. Aussi, des mécanismes d'échange de cations dans la couverture morte et le sol superficiel ainsi que la dissolution des composés inorganiques de l'aluminium contribuent à neutraliser l'acidité. Étant donné que la plupart des cations de base dans la biomasse arérienne se trouvent dans la cime des arbres, la récolte traditionnelle permet de retourner ces cations de base à la couverture morte, neutralisant ainsi l'acidité. La récolte intensive enlève les parties de la cime riches en cations de base et on peut considérer qu'elle cause un ajout irréversible de protons au sol (Ulrich 1983). Cela peut s'avérer grave, particulièrement pour les sols acides médiocres avec une épaisse couverture morte récalcitrante. Dans de tels sols, l'ajout des rémanents de coupe riches en cations de base pourrait accélérer la décomposition de la couverture morte récalcitrante et ainsi libérer les cations immobilisés qui contribueront à la croissance de la prochaine récolte.

Comme prévu, cette étude nous a permis de constater que la quantité de cations de base du peuplement est plus élevée dans les bons sites que dans les mauvais. Toutefois, dans les mauvais sites, la plupart des cations de base se trouvaient dans la couverture morte. D'après le rapport d'acidification

possible, l'acidification du site due à la récolte intensive était plus élevée dans un mauvais site que dans un bon site. En outre, le rapport sur l'acidification possible tend à être plus élevé pour les conifères que pour le bois franc. Ces résultats semblent indiquer que l'acidification possible due à la récolte intensive des peuplements naturels varie selon les espèces et, pour une espèce donnée, les effets diminuent avec une meilleure qualité du site.

La récolte intensive, en accélérant la décomposition de la couverture morte, diminue en fait la capacité de protection du peuplement. Bien que certains cations de base soient libérés par une minéralisation accrue (Snyder et Harter 1985), un plus grand nombre de protons ainsi que d'anions organiques et inorganiques sont aussi libérés, ce qui entraîne un plus grand lessivage et une acidification accrue. Snyder et Harter (1985) ont aussi remarqué que non seulement les cations de base mais aussi la matière organique est transférée dans l'horizon minéral après une coupe à blanc.

James et Riha (1986) ont signalé que les horizons organiques de certains peuplements forestiers retiennent une proportion constante de H+ (67 à 96 %). L'horizon organique avait de plus grandes capacités de protection qui étaient beaucoup plus élevées que celles des horizons de sol minéral. Ces résultats mettent d'avantage l'accent sur les horizons organiques par rapport aux sols minéraux en ce qui concerne la protection contre l'acidification.

Krug et Isaacson (1984) ont remarqué que, dans les sols acides similaires à ceux où poussaient les peuplements à l'étude, la neutralisation des protons excédentaires se fait par le remplacement des cations de base des sites

d'échange et par la dissolution de la matière organique et des composés de l'aluminium. Ces processus entraîne le lessivage des cations de base et une augmentation des niveaux d'aluminium instable. Si on applique ces résultats à notre étude, il semble que la récolte intensive des peuplements forestiers dans des sites fragiles avec des sols médiocres (Krause et autres, 1978) entraînerait une diminution de la capacité de neutraliser l'acidité.

Il a été remarqué que dans cette région les peuplements de conifères et de bois france neutralisent, respectivement, de 20 à 40 % et jusqu'à 80 % des intrants de H+ dans l'atmosphère (Mahendrappa 1983). En outre, dans une étude récente, il a été démontré que la capacité de la couverture morte de neutraliser l'apport externe d'acide variait selon les espèces (Mahendrappa 1986b) et probablement selon les sites. Par conséquent, il importe de considérer dans le plus vaste contexte d'une augmentation de H+ de l'atmosphère et d'autres sources une acidification possible accrue par suite de l'enlèvement des cations de base dû à une récolte intensive des peuplements forestiers.

Les résultats de cette étude et de celles de Weetman et Webber (1972), de Morrison (1980) et de Foster et Morrison (1982) semblent démontrer qu'une pratique irréfléchie de la récolte intensive des peuplements naturels dans des sols pauvres peut mener à la dégradation du site due à une acidification accrue du sol. L'augmentation des pertes de cations de base et de la mobilisation de l'aluminium peuvent à long terme nuire à la stabilité et à la productivité de ces sites. Un plus grand apport d'acide dans l'atmosphère aggravera probablement ces effets.

Dans la présente étude, les effets de l'acidification possible étaient fondés sur la récolte après une seule rotation. Il est très peu probable que dans la plupart des sites, l'on puisse déceler de gros effets d'acidification par la récolte intensive après une seule rotation. Par ailleurs, il importe de considérer l'acidification due à la récolte intensive dans un contexte plus large de l'acidification de tous les sites par différentes causes (Van Breeman et autres, 1984; Ulrich 1986). Pour l'étude des effets individuels et cumulatifs de plusieurs facteurs sur l'acidification possible et de leurs corrélations probables, les modèles de simulation sur ordinateur peuvent être très utiles (Kimmins 1985). Afin de faire la synthèse des données disponibles, nous travaillons actuellement à la compilation des données pour la mise au point du FORCYTE 11. Toutefois, en vue d'incorporer les effets d'acidification possible causés par la récolte intensive, il faudra concevoir un modèle du sol semblable ou fondé sur ceux développés pour simuler les effets de l'apport d'acide dans l'atmosphère (Arp 1983; Bloom et Grigal 1985; Kauppi et autres, 1986) et l'incorporer dans les modèles des écosystèmes.

Nous avons surtout insisté dans ce rapport sur les effets de la récolte intensive sur la productivité à l'échelle d'un peuplement. Nous y avons mis l'accent sur la fertilité du sol (substances nutritives, humidité, facteurs biologiques, air, température et conditions des minéraux) et sur le rôle prédominant de la matière organique du sol dans la conservation des nutriments. Toutefois, à l'échelle régionale, il importe de prendre en considération d'autres facteurs déterminants pour la productivité des terres comme le climat (van Groenewoud 1984), la végétation (Loucks 1962), le temps ou la succession (McLean et Wein 1978), la topographie, les principaux substrats

rocheux et la composition lithologique et minérale des matériaux d'origine dans le sol (van Groenewoud et Ruitenberg 1982). Par conséquent, il faudrait que des décisions relatives à la récolte intensive à l'échelle régionale au Nouveau-Brunswick soient compatibles avec le système de classification des terres forestières en voie d'élaboration pour la province (van Groenewoud et Ruitenberg 1982).

CONCLUSIONS

Voici en résumé les différentes conclusions de cette étude.

1. L'acidification possible augmente avec la récolte intensive de la biomasse forestière.

2. Les sites de mauvaise qualité sont plus vulnérables à l'acidification résultant de la récolte intensive.

3. Le degré d'acidification approximative des sites varie selon les principales espèces d'arbres dans un peuplement donné.

4. Il y a lieu d'utiliser des modèles de simulation par ordinateur afin de prévoir les tendances futures relatives à la productivité des sites en raison de l'acidification possible des sites, y compris celle résultant de la récolte intensive.

REMERCIEMENTS

Je souhaite remercier vivement le Service canadien des forêts - Maritimes de m'avoir offert une bourse d'études post-doctorales qui m'a permis de terminer ces travaux. J'adresse de sincères remerciements à M. Mahendrappa, l'expert scientifique, et à M. G.D. van Raalte, le coordonnateur de ENFOR (Service canadien des forêts - Maritimes) pour leurs suggestions et critiques constructives. J'offre aussi de chaleureux remerciements à D.G.O. Kingston pour son dévouement et son aide généreuse dans la préparation de ce rapport. Enfin, je tiens à remercier M. E. Wang du NBEFRC et M. E. Fasehun (chargé d'enseignement à l'Université d'Ibadan au Nigeria) qui ont révisé une version antérieure de mon rapport. Une dernière révision par M. H. van Groenewoud du SCF et M. Wong en a grandement amélioré la version définitive.